

NURMIBIOMASSOJEN KORJUU BIOKAASUTUKSEEN: VAIKUTUKSET VILJELY-YMPÄRISTÖN LAJIMONIMUOTOISUUTEEN

Heli Lehtinen
Maisterintutkielma
Helsingin yliopisto
Maataloustieteiden laitos
Agroekologia
Toukokuu 2019

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Laitos — Institution — Department Maataloustieteiden laitos	
Tekijä — Författare — Author Heli Lehtinen			
Työn nimi — Arbetets titel — Title Nurmibiomassojen korjuu biokaasutukseen: vaikutukset viljely-ympäristön lajimonimuotoisuuteen			
Oppiaine — Läroämne — Subject Agroekologia			
Työn laji — Arbetets art — Level Maisterintutkielma		Aika — Datum — Month and year Toukokuu 2019	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 61 s.
<p>Tiivistelmä — Referat — Abstract</p> <p>Tehokas agri-teollinen maataloustuotanto on osoittautunut ympäristön kannalta haitalliseksi ja kestäättömäksi ruoantuotantotavaksi. Se aiheuttaa ympäristöhaittoja sekä heikentää biodiversiteettiä. Biodiversiteetin heikkeneminen herättää kansainvälistä huolta lajimonimuotoisuudesta. Maatalous itsessään on myös riippuvainen biodiversiteetistä sekä maatalousympäristön ekosysteemipalveluista.</p> <p>Agroekologinen symbioosi (AES) -toimintamalli pyrkii tarjoamaan ratkaisuja agriteollisen ruokajärjestelmän ongelmakohtiin. Luomalla paikallisesti toimivan ruokajärjestelmän, joka on ympäristön kannalta kestävä, taloudellinen sekä sosiaalisia hyötyjä tuottava. Agroekologisen symbioosin kulmakivenä toimii ravinteita kierrättävä sekä energiaa tuottava biokaasulaitos, joka hyödyntää paikallisia biomassoja, kuten puoliluonnontilaisten nurmien satoa. Puoliluonnontilaiset nurmet ovat lajimonimuotoisia tärkeitä elinympäristöjä.</p> <p>Tämän tutkimuksen tavoitteena oli tarkastella puoliluonnontilaisten nurmikasvuston monimuotoisuusarvoja ja nurmien hoitotoimenpiteitä. Lisäksi tavoitteena oli selvittää nurmenkäytön biodiversiteettivaikutuksia sekä arvioida, miten nurmibiomassoja voidaan käyttää monimuotoisuusarvoja menettämättä.</p> <p>Aineisto muodostui viljelijähaastatteluista sekä indikaattorikasvilajien ja kimalaisten havainnointiaineistosta kolmelta puoliluonnontilaiselta nurmityypiltä: suojavyöhykkeiltä, luonnonhoitopeltonurmilta sekä viherlannoitusnurmilta.</p> <p>Tutkimuksen tulosten perusteella nurmityyppien välillä ei havaittu eroja kasvi- tai kimalaislajimonimuotoisuudessa. Nurmikasvustojen iän ja indikaattorikasvilajirunsauden välillä havaittiin positiivinen korrelaatio. Myös kasvustojen niittoajankohdalla oli yhteys kasvilajimonimuotoisuuteen.</p> <p>Tulosten perusteella puoliluonnontilaiset nurmikasvustot soveltuvat bionurmentuotantoon. Nurmenkorjuussa on otettava kuitenkin huomioon niiton vaikutukset eri eliöryhmien populaatioihin. Myöhäinen niitto lintujen pesimäkauden jälkeen tukee sekä kasvilajimonimuotoisuutta että peltolintukantoja. Selkärangattomat lajit hyötyvät niittämättömistä alueista. Lajimonimuotoisuuden kannalta on tärkeää ylläpitää monimuotoista maisemarakennetta, joka tarjoaa erilaisia elinympäristöjä maatalousalueen lajistolle.</p>			
<p>Avainsanat — Nyckelord — Keywords</p> <p>agroekologinen symbioosi (AES), biodiversiteetti, biokaasun tuotanto, indikaattorikasvilaji, kimalainen, puoliluonnontilainen nurmi</p>			
<p>Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited</p> <p>Maataloustieteiden laitos ja Viikin kampuskirjasto</p>			
<p>Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information</p> <p>Työtä ohjasivat Juha Helenius, Irina Herzon, Kari Koppelmäki ja Marjaana Toivonen</p>			

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Laitos — Institution — Department Department of Agricultural Sciences	
Tekijä — Författare — Author Heli Lehtinen			
Työn nimi — Arbetets titel — Title Harvesting herbaceous biomasses for biogas production: impacts on species richness of cultivated agricultural landscape			
Oppiaine — Läroämne — Subject Agroecology			
Työn laji — Arbetets art — Level Master's thesis		Aika — Datum — Month and year May 2019	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 61 p.
<p>Tiivistelmä — Referat — Abstract</p> <p>Intensive industrial agriculture has proven to be an environmentally harmful and unsustainable way of producing food. It causes environmental damage and loss of biodiversity. The loss of biodiversity is a major global concern. Agriculture itself is dependent on both biodiversity and ecosystem services.</p> <p>Agroecological symbiosis (AES) is a production model that tries to solve problems caused by industrial food system by creating a localized food system that is environmentally sustainable, economical, and socially beneficial. The cornerstone of agroecological symbiosis is a biogas plant that recycles nutrients and produces energy. The biogas plant uses local biomasses such as crops from semi-natural grasslands. These semi-natural grasslands are diverse and important habitats for many farmland species.</p> <p>The purpose of this thesis was to study diversity values and management practices of semi-natural grasslands. The aim was to find out how the harvesting of grasslands affects biodiversity and to evaluate how they should be harvested in order to avoid negative impacts on species diversity.</p> <p>The material of the study consisted of interviews with farmers and field data sets of indicator plant species richness and bumble bee abundance from three grassland types: buffer zones, environmental fallows and green manure fields.</p> <p>Based on the results of the study, there were no significant differences between the three types of grasslands and the number of indicator plant species or in abundance of bumble bees. The indicator species richness increased with the age of grassland, and the timing of mowing affected the plant species richness.</p> <p>According to the results, semi-natural grasslands are suitable for producing biomasses for biogas plants. However, in harvesting the effects of mowing on the populations of different species should be taken into account. Late mowing after bird-breeding season enhances both the diversity of plant species as well as farmland bird populations. Invertebrates benefit of areas left unmowed. Maintaining diverse landscape structures which provide habitats for various species is important for the diversity of farmland species.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords agroecological symbiosis (AES), biodiversity, biogas production, indicator plant species, bumble bee, semi-natural grassland			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Department of Agricultural Sciences and Viikki Campus Library			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Supervisors: Juha Helenius, Irina Herzon, Kari Koppelmäki and Marjaana Toivonen			

SISÄLLYS

1 JOHDANTO	5
2 LAJIMONIMUOTOISUUS MAATALOUSYMPÄRISTÖSSÄ	7
2.1 Agri-teollinen maataloustuotanto heikentää lajimonimuotoisuutta....	7
2.2 Maatalousmaiseman rakenteen vaikutus lajimonimuotoisuuteen	8
2.2.1 Kasvilajimonimuotoisuus.....	9
2.2.2 Maatalousympäristön hyönteiset	9
2.2.3 Maatalousympäristön linnusto	10
2.3 Agroekologinen symbioosi (AES) – kestävän maataloustuotannon malli	11
2.4 Nurmesta uusiutuvaa energiaa	12
2.5 Puoliluonnontilaisten nurmien biodiversiteettivaikutukset.....	12
2.5.1 Suojavyöhykenurmi.....	13
2.5.2 Luonnonhoitopellot ja luonnonhoitopeltonurmi.....	13
2.5.3 Viherlannoitusnurmi	14
2.6 Indikaattorikasvilajit monimuotoisuuden havainnointivälineenä	14
3 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET.....	16
4 AINEISTO JA MENETELMÄT	17
4.1 Viljelijähaastattelut	17
4.2 Peltohavainnot maastossa	18
4.2.1 Sää tiedot.....	18
4.2.2 Indikaattorikasvilajihavainnot	19
4.2.3 Kimalaishavainnot.....	20
4.2.4 Havaintopäivien sää tiedot.....	21
4.3 Tilastolliset analyysit	22
5 TULOKSET.....	23
5.1 Viljelijähaastattelut	23
5.2 Nurmityyppien indikaattorikasvilajit	26
5.3 Nurmityyppien erot.....	28
5.4 Kimalaishavainnot.....	32
6 TULOSTEN TARKASTELU	38
6.1 Puoliluonnontilaisten nurmien monimuotoisuusarvot	38
6.1.1 Nurmityyppien kasvilajirunsaus.....	38
6.1.2 Nurmityyppien kimalaislajirunsaus	40
6.1.3 Maisematason vaikutus lajimonimuotoisuuteen	40
6.1.4 Lajimonimuotoisuutta tukevat hoitotoimenpiteet	41
6.2 Tulosten luotettavuuden arviointi	43
6.3 Jatkotutkimuksen tarve	44
7 JOHTOPÄÄTÖKSET	46
8 KIITOKSET	48
LÄHTEET	49
LIITTEET	60

1 JOHDANTO

Runsaisiin tuotantopanoksiin nojaava agri-teollinen maataloustuotanto on viimeisen 50 vuoden aikana osoittautunut ajan mittaan kestäättömäksi tavaksi tuottaa ruokaa kasvavalle maapallon väestölle, minkä lisäksi se on johtanut merkittäviin ympäristöhaittoihin, kuten biodiversiteetin vähenemiseen sekä ekosysteemipalveluiden heikentymiseen (Tilman ym. 2002). Biodiversiteetin väheneminen on vakava uhka, jonka torjumiseksi YK:n jäsenmaat ovat sitoutuneet vaalimaan biologista monimuotoisuutta sekä käyttämään luonnonvaroja kestäväällä tavalla (YK 2018). Ympäristöongelmien lisäksi agri-teollinen ruokajärjestelmä on ongelmallinen myös globaalin ruokaturvan näkökulmasta, sillä se lisää eriarvoisuutta teollistuneiden ja kehittyvien maiden välillä, mikä ilmenee ruoanpuutteena sekä nälänhätänä köyhimmissä valtioissa, joiden ruokaturvaa heikentää vientituotteiden valmistaminen kotimaisen ruoantuotannon kustannuksella (IPES-Food 2016). Tarvitaan suuria muutoksia koko globaaliin ruokajärjestelmään, jotta ruoantuotanto saadaan luonnonvarojen suhteen kestäväksi, ilmastonmuutosta hillitseväksi sekä biodiversiteettiä tukeväksi (Godfray ym. 2010). Maatalouden maankäytöllä on suuri merkitys lajimonimuotoisuuden kannalta, sillä Foleyn ym. (2005) mukaan noin 40 prosenttia maailman maapinta-alasta on joko viljelymaana tai ladunmaana.

Maatalousympäristön maisemarakenteella on suuri merkitys alueen eliölajirunsauteen. Monimuotoinen heterogeeninen maisemakenne ylläpitää suurempaa lajirunsautta, kuin yksitoikkoinen intensiivisesti hoidettu maisema (Benton ym. 2003). Monipuolisuutta maisemaan tuovat erilaiset puoliluonnontilaiset nurmet, joita hoidetaan laidunnuksella sekä niitolla tai voidaan jättää kasvamaan luonnontilaisina (Heliölä ja Herzon 2012). Puoliluonnontilaiset nurmet osana viljelykiertoa tukevat kasvi- ja eläinlajiston monimuotoisuutta ylläpitäen maatalousympäristön biodiversiteettiä (Bonari ym. 2017). Suomessa maatilat ovat erikoistuneet joko kasvinviljelytiloiksi tai eläintiloiksi, jotka ovat keskittyneet maantieteellisesti eri alueille (Ylivainio ym. 2014). Tämä on johtanut tilanteeseen, jossa kasvituotantotiloilla ei ole käyttötarvetta nurmisadolle. Biokaasuntuotanto nurmisadosta on uusi nurmen käyttömuoto, jonka avulla on mahdollista tuottaa paikallisesti energiaa sekä tehostaa ravinteiden kiertoa (Seppälä ym. 2014, Koppelmäki ym. 2019). Biokaasutukseen käytettävien nurmibiomassojen korjuun vaikutuksia viljely-ympäristön lajimonimuotoisuuteen ei ole juurikaan tutkittu Suomessa.

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin puoliluonnontilaisten nurmikasvustojen monimuotoisuusarvoja ja kartoitettiin bionurmentuotantoon soveltuvien nurmityyppien nykyistä lajimonimuotoisuutta sekä selvitettiin kasvustojen tämänhetkisiä hoitotoimenpiteitä. Tavoitteena oli arvioida, miten nurmien käyttöönotto biokaasutukseen vaikuttaisi alueiden lajimonimuotoisuuteen ja millä keinoin nurmenkorjuu voitaisiin toteuttaa mahdollisimman ympäristöystävällisesti.

Tämä tutkimus toteutettiin osana hanketta *Agroekologisten symbioosien verkostot: ravinne ja energiaomavarainen alueellinen ruokajärjestelmä*. Hankkeen toteutuksesta vastaavat Helsingin yliopiston maatalous-metsätieteellinen tiedekunta, Luonnonvarakeskus Luke sekä Helsingin yliopiston Ruralia-instituutti. Hanke on Ympäristöministeriön rahoittama.

2 LAJIMONIMUOTOISUUS MAATALOUSYMPÄRISTÖSSÄ

Biodiversiteetillä tarkoitetaan maapallon elollisen luonnon monimuotoisuutta, jota voidaan tarkastella geneettisellä tasolla, yksittäisten lajien runsautena sekä ekosysteemien tasolla (FAO 2017). Ihmisen toiminta, kuten monimuotoisten luonnonekosysteemien raiwaaminen viljelymaiksi sekä kasvihuonekaasupäästöistä johtuva ilmastomuutos ovat muuttaneet maapallon ekosysteemejä, mikä on johtanut kiihtyneeseen luonnon monimuotoisuuden vähenemiseen ja eliölajeja uhkaavaan sukupuuttoaaltoon (Pimm ym. 2014, Ceballos ym. 2015). Biodiversiteetin väheneminen heikentää ihmiselämää ylläpitäviä ensisijaisen tärkeitä ekologisia toimintoja eli ekosysteemipalveluja (Cardinale ym. 2012, Ceballos ym. 2015).

Maatalous ja ruoantuotanto nojaavat ekosysteemipalveluihin kuten pölytykseen, biologiseen tuholaiistorjuntaan, maan rakenteen ja viljavuuden ylläpitoon, ravinteiden kiertoon sekä veden kiertoon (Power 2010). Monimuotoinen viljelyjärjestelmä voi tukea toivottuja ekosysteemipalveluja (Kremen ja Miles 2012), mutta vastaavasti monimuotoisuutta vähentävät muutokset maatalousekosysteemeissä voivat tuottaa ihmisen kannalta haitallisia seurauksia, esimerkiksi maankäytön muutokset voivat aiheuttaa elinympäristöjen häviämistä, maaperän eroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista (Swinton ym. 2007).

2.1 Agri-teollinen maataloustuotanto heikentää lajimonimuotoisuutta

Vihreän vallankumouksen jälkeen kehittynyt teollinen maataloustuotanto tähtää sekä tuotannon määrään että taloudellisen hyödyn maksimoimiseen. Tämä on johtanut siihen, että maataloustuotanto on vahvasti mekanisoitunut ja riippuvainen fossiilisesta energiasta, jota käytetään sekä suoraan tiloilla maatalouskoneiden energiana että välillisesti teollisten lannoitteiden valmistukseen (Pfeiffer 2006, Safa ja Samarasinghe 2011). Tuotannon tehostumisen myötä tilakoot ovat kasvaneet sekä tilojen viljelykierrot, viljelykasvimonimuotoisuus sekä viljely-ympäristön maisemarakenne ovat yksinkertaistuneet (Stoate ym. 2001). Nämä muutokset ovat johtaneet viljelemättömien alueiden vähenemiseen sekä luontaisten elinympäristöjen vähenemiseen sekä pirstoutumiseen, mikä vaikuttaa lajien menestymismahdollisuuksiin sekä lajimonimuotoisuuteen maatalousmaiseman vaikutuspiirissä (Tscharntke ym. 2005). Viljelyn historian ulottuessa 10 000 vuoden taakse, monet luonnonlajit ovat sopeutuneet elämään maatalouden muokkaamassa maisemassa. Nämä

lajit kärsivät maataloustuotannon tehostumisesta sekä maiseman muutoksesta (Stoate ym. 2001, Kleijn ym. 2006). Vastaavasti monimuotoinen heterogeeninen maatalousmaisemamosaiikki voi ylläpitää monimuotoista eliökantaa tarjoamalla resursseja eri eliölajeille (Benton ym. 2003).

2.2 Maatalousmaiseman rakenteen vaikutus lajimonimuotoisuuteen

Maisema muodostuu erilaisista maisemalaikuista, joita ekologiassa voidaan jakaa yhdenmukaisiin yksiköihin, kuten biotoopeiksi ja habitaateiksi, eli elinympäristöiksi sekä lisääntymisalueiksi (Forman 1995). Eri lajeilla on omanlaisensa tarpeet elinympäristölaikkujen koon sekä laikkujen tarjoamien resurssien suhteen (Hansson ja Angelstam 1991). Elinympäristölaikut muodostavat yhdessä laajemman kokonaisuuden, maisemamosaiikin, joka maatalousjärjestelmässä voi koostua muun muassa pelloista, pellon reuna-alueista, viljelemättömistä alueista, puoliluonnontilaisista nurmikasvustoista, metsäsaarekkeista, metsänreunoista sekä vesistöjen reuna-alueista (Härjämäki 2014).

Maatalousympäristössä maisemamosaiikki ja peltoalueiden läheiset ekosysteemit ovat merkittävämpiä lajimonimuotoisuutta ylläpitäviä tekijöitä verrattuna yksittäisiin peltolohkoihin ja niiden kasvustoihin (Swinton ym. 2007). Intensiivisesti viljellyillä pelloilla lajimonimuotoisuus on niukempaa verrattuna puoliluonnontilaisiin elinympäristöihin (Ekroos ym. 2013). Rassin ym. (2010) mukaan kaikista Suomen uhanalaisista lajeista viljelymailla elää vain 1,7 prosenttia, kun taas valtaosa, yli 70 prosenttia, kaikista Suomen uhanalaisista lajeista käyttää elinympäristönään vuosia kestäneen laidunnuksen ja niittämisen vaikutuksesta syntyneitä puoliluonnontilaisia alueita (Pykälä 2001). Lajimonimuotoisuuden kannalta tällaiset perinnebiotoopit ovat ensisijaisen tärkeitä.

Lajimonimuotoisuutta tarkastellaan usein kasvien, hyönteisten sekä lintujen kautta, sillä nämä eliöryhmät muodostavat keskenään erilaisia toiminnallisia ryhmiä, kuten tuottajia, kasvinsyöjiä, pölyttäjiä sekä petoja, jotka ovat vuorovaikutuksessa keskenään (Kuussaari ym. 2014). Eri lajien esiintymiseen vaikuttavat kuitenkin lukuisat paikalliset, maisemalliset sekä elinympäristöstä riippuvat tekijät, joten tarkastelun mittakaavalla on merkitystä havaittavaan lajirunsauteen (Ekroos ym. 2013, Kuussaari ym. 2014).

2.2.1 Kasvilajimonimuotoisuus

Kuussaaren ym. (2014) mukaan kasvilajimonimuotoisuus reagoi elinympäristönmuutoksiin suhteellisen hitaasti, minkä lisäksi yksittäisten elinympäristölaikkujen välillä voi olla merkittäviä eroja lajien esiintymisessä. Ympäröivällä maisemarakenteella on havaittu olevan vaikutusta kasvilajiston monimuotoisuuteen (Löbel ym. 2006, Kuussaari ym. 2014). Metsäalueiden reunoilla tavataan runsaampaa lajimonimuotoisuutta verrattuna avoimeen maisemaan (Toivonen ym. 2015). Maankäytön intensiivisyyden lisääntyessä maisemarakenne tyypillisesti yksinkertaistuu ja muutokset vähentävät putkilokasvien lajimonimuotoisuutta (Moser ym. 2002).

Kasvilajiston monimuotoisuudella on puolestaan merkitystä pölyttäjien ja kasvinsyöjien runsauden kannalta. Ekroos ym. (2013) havaitsivat, että kasvilajimonimuotoisuuden ja päiväperhosten lajimäärien välillä oli positiivinen korrelaatio, joka voimistui puoliluonnontilaisissa ympäristöissä, jotka eivät olleet vahvasti peltoviljelyn vaikutuksien piirissä.

2.2.2 Maatalousympäristön hyönteiset

Hyönteisillä on suuri merkitys ekosysteemien toiminnassa, sillä ne vaikuttavat useisiin luonnon tapahtumasarjoihin, kuten kasvien pölytykseen, orgaanisen aineen hajotukseen sekä ravinteiden kiertoon (Hallmann ym. 2017). Lisäksi kasvien ja hyönteisten välillä tapahtuu monimuotoista vuorovaikutusta (Yang ja Gratton 2014). Noin kaksi kolmasosaa kaikista maaekosysteemeissä elävistä eläinlajeista kuuluu hyönteisten luokkaan (*Insecta*), ja hyönteislajit muodostavat tärkeän ravinnonlähteen useille muille eliölajeille (Hallmann ym. 2017, Sánchez-Bayoa ja Wyckhuys 2019). Viime vuosina ympäri maailmaa on raportoitu hyönteislajien sekä -biomassan vähenemisestä, mikä uhkaa biodiversiteettiä (Thomas ym. 2004, Hallmann ym. 2017, Lister ja Garcia 2018, Sánchez-Bayoa ja Wyckhuys 2019). Hyönteislajien vähenemisen yhteydessä on havaittu myös muiden lajien, kuten lintujen, sammakoiden ja liskojen kantojen pienenevän (Lister ja Garcia 2018).

Yksi merkittävimmistä hyönteisten tehtävistä ekosysteemeissä on kasvien pölytys. Ollertonin ym. (2011) mukaan 85 prosenttia kukkivista kasveista ovat riippuvaisia eläinten pölytyspalveluista. Luonnonkasvien ohella myös monien viljelykasvien sadonmuodostus

on riippuvaista hyönteispölytyksestä (Ricketts ym. 2004), ja siksi ympäri maailmaa pölyttäjälaajien vähenemiseen suhtaudutaan vakavasti (Goulson ym. 2005, Potts ym. 2010, Bommarco ym. 2011). Kimalaiset ovat hyvin riippuvaisia sopivista elinympäristöistä, ja siksi on tärkeää, että maatalousmaisemassa on tarjolla näille lajeilla suojaa sekä mettä ja siitepölyä tuottavia ravintokasveja (Kremen ym. 2007, Toivonen ym. 2015). Pitkäkielisisille kimalaislajeille erityisesti palkokasvit (*Fabaceae*) ovat tärkeitä ravintokasveja (Goulson ym. 2005). Hyönteislajien välillä on eroja, millainen ympäristö tukee niitä parhaiten. Toivosen ym. (2015) mukaan kimalaiset hyötyivät lyhytaikaisista niittykesannoista, kun taas esimerkiksi perhoset runsastuivat pidempiaikaisilla nurmikasvustoilla.

Puoliluonnontilaiset ja luonnontilaiset elinympäristöt voivat myös ylläpitää maatalouden kasvintuhoojalajien kantoja (Tscharntke ym. 2005, Toivonen ym. 2018,). Samaan aikaan monimuotoinen maisemarakenne voi kuitenkin tarjota biologista torjuntaa, jolloin kasvintuhoojien luontaiset viholliset rajoittavat satokasveja vioittavien lajien kantoja (Landis ym. 2000, Martin ym. 2013). Biologinen torjunta voi parhaillaan tuottaa merkittävää taloudellista hyötyä, kun hyönteisten aiheuttamat satovioituksen vähenevät sekä kasvinsuojeluruiskutusten tarve vähenee (Power 2010).

2.2.3 Maatalousympäristön linnusto

Maatalouden tehostuminen ja muutokset maisematasolla ovat johtaneet peltolintukantojen pienenemiseen laajasti ympäri Eurooppaa (Donald ym. 2001, Benton ym. 2003, Kleijn ja Sutherland 2003). Maatalousmaat tarjoavat eri lajeille suojaa, lisääntymis- ja pesimäpaikkoja sekä ravintoa siemenien ja hyönteisten muodossa (Donald ym. 2001, Holland ym. 2006).

Lintulajit voidaan jakaa avoimen maatalousympäristön lajeiksi sekä reunalajeiksi (Tiainen ym. 2014). Lintuja pidetään hyvänä maatalousympäristön monimuotoisuuden muutoksia kuvaavana indikaattoriryhmänä, sillä ne ovat hyvin tunnettu eläinryhmä, josta on pitkäaikaista tietoa, minkä lisäksi linnut ovat herkkiä reagoimaan elinympäristönsä muutoksiin (Donald ym. 2001, Gregory ja van Strien 2010).

Kesannot ja puoliluonnontilaiset nurmikasvustot ylläpitävät suurempia ja lajirikkaampia lintupopulaatioita kuin tavanomaisessa viljelyssä olevat alueet (van Buskirk ja Willi

2004, Vepsäläinen ym. 2010, Herzon ym. 2011). Erityisesti reunalajit ja taantuneiden kantojen lajit näyttävät hyötyvän kesantoalueiden lisääntyneestä määrästä maatalousmaisemassa (van Buskirk ja Willi 2004, Tiainen ym. 2014).

2.3 Agroekologinen symbioosi (AES) – kestävän maataloustuotannon malli

Agroekologisen symbioosin toimintamalli (AES) tarjoaa ratkaisuja agri-teollisen maataloustuotannon sekä ruokajärjestelmän ongelmiin (Helenius ym. 2017, Koppelmäki ym. 2019). Toimintamalli on kehitetty Helsingin yliopiston hallinnoimassa ja ympäristöministeriön rahoittamassa hankkeessa *Ravinne- ja energiaomavaraisen lähiruoan tuotanto: Palopuron agroekologinen symbioosi*. Hanketoimijat Helenius ym. (2017) kuvaavat symbioosin tavoitteena olevan muodostaa sosiaalisesti, taloudellisesti sekä ympäristön kannalta kestävä ja reilu ruokajärjestelmä. Symbioosin käsite on lainattu biologiasta ja teoreettinen viitekehys juontaa juurensa teollisen ekologian teoriaan (Helenius ym. 2017). Teollinen ekologia puolestaan lainaa Graedelin (1996) mukaan luonnon ekosysteemien mallia, jossa materiaalit ja energiavirrat pyritään käyttämään mahdollisimman tehokkaasti siten, että ennen yhden toimijan jätteenä nähty materiaali muuttuu toisen toimijan resurssiksi. Teollisen ekologian tavoitteena on tehostaa erilaisten materiaalien, rajallisten luonnonvarojen sekä energian käyttöä ja näin vähentää ihmistoiminnan haitallisia ympäristövaikutuksia (Graedel 1996).

Agroekologisessa symbioosissa ruokajärjestelmän muodostavat alkutuotannon, elintarviketaloustajien, elintarvikekaupan ja kuluttajien paikallinen toisiaan tukeva yhteistoiminta. Kaikilla järjestelmän osakkailla on mahdollisuus osallistua järjestelmässä syntyvän energian sekä ravinteiden kierrätykseen tavoitteena energiaomavarainen ruokajärjestelmä (Helenius ym. 2017). Agroekologisen symbioosin suljettuun ravinteiden kiertoon sekä energiaomavaraisuuteen pyritään biokaasuntuotannon avulla, jolloin biokaasulaitos käyttää paikallisia biomassoja syötteenä, syntyvä biokaasu käytetään energiana ja ravinteikas mädätejäännös kierrätetään takaisin pelloille kasvintuotannon tarpeisiin (Helenius ym. 2017).

2.4 Nurmesta uusiutuvaa energiaa

Nurmibiomassat, karjan lanta sekä muut maataloustuotannon sivuvirtoina syntyvät biomassat soveltuvat hyvin energiantuotantoon biokaasulaitoksissa (Motiva 2013). Suomessa vuonna 2018 noin 12 prosenttia viljelymaasta (272 000 hehtaaria) oli puoliluonnontilaisten nurmien viljelyssä, kuten kesantona, luonnonhoitopeltona ja viherlannoitusnurmina (Luke tilastot 2019). Tällaisten lohkojen nurmisato jää usein käyttämättä, minkä vuoksi ne soveltuisivat hyvin biokaasuntuotantoon (Niemeläinen ym. 2014). Erityisesti viherlannoitusnurmet ovat tärkeä osa luomutuotannon viljelykiertoa, ja näiden kasvustojen tehokkaammalla käytöllä voidaan saavuttaa ympäristöhyötyjä. Viherlannoitusnurmiseoksissa käytettävät palkokasvit sitovat biologisesti ilmasta typpeä (Frøseth ym. 2013). Viherlannoitusnurmet voivat tuottaa runsaita satoja jopa ilman typpilannoitusta, mutta runsastyyppisen kasvibiomassan muokkaaminen maaperään voi johtaa typen huuhtoutumiseen ympäristöön (Askegaard ym. 2005). Typen huuhtoutumisriskiä voidaan pienentää, jos tavanomaisen maahan muokkaamiseen sijaan viherlannoitusnurmibiomassat korjataan biokaasuntuotantoon, jolloin biologisesti sidottu typpi säilyy mädätteessä kasveille käyttökelpoisena ja mädätejäännös voidaan levittää halutulle pellolle viljelykasvin kasvun kannalta optimaaliseen aikaan (Tuomisto ja Helenius 2008, Frøseth ym. 2014, Sepälä ym. 2014). Koppelmäen ym. (2019) tutkimuksen mukaan agroekologisen symbioosin mallin mukaisessa luomutuotannossa viljan sato voi nousta jopa 40 prosenttia, kun mädätejäännöksen liukoinen typpi on kasvien käytettävissä heti kasvukauden alussa.

2.5 Puoliluonnontilaisten nurmien biodiversiteettivaikutukset

Puoliluonnontilaisia nurmia ovat avoimet ruohoalueet, jotka eivät ole maataloustuotannon piirissä, kuten pientareet, suojakaistat, suojavyöhykkeet, luonnonniityt ja luonnonlaitumet (Heliölä ja Herzon 2012). Puoliluonnontilaisia nurmia ei välttämättä hoideta laisinkaan, tai hoidoksi riittää niitto tai laidunnus (Heliölä ja Herzon 2012).

Energiantuotantomahdollisuuksien ohella nurmikasvustot ovat merkittäviä viljelykierron, sillä ne muun muassa monipuolistavat viljelyä, jättävät maaperään orgaanista ainesta ja parantavat maan rakennetta sekä kasvukuntoa (Rajala 2006). Nurmet ovat myös maatalousympäristön biodiversiteetin kannalta merkittäviä. Van Buskirk ja Willi (2004)

havaittivat meta-analyysissään, että kesannot ylläpitivät merkittävästi monimuotoisempia ja suurempia lintu-, hyönteis-, hämähäkki-, lukki- ja kasvipopulaatioita verrattuna tavanomaisen maatalouden piirissä oleviin alueisiin. Myös Wilsonin ym. (2012) mukaan puoliluonnontilaiset monivuotiset nurmet ovat kasvilajistoltaan monimuotoisia elinympäristöjä, ja runsas kasvilajisto puolestaan vaikuttaa positiivisesti muiden eliöiden esiintymiseen (Tscharntke ja Greiler 1995). Öckinger ja Smith (2007) havaitsivat, että puoliluonnontilaisilla nurmilla oli positiivinen vaikutus kimalaisten ja perhosten lajimonimuotoisuuteen sekä yksilöiden runsauteen. Nurmikasvustojen laatu ja niiden sijoittuminen maatalousmaisemaan vaikuttavat alueen lajimonimuotoisuuteen (Toivonen ym. 2015).

2.5.1 Suojavyöhykenurmi

Suojavyöhykkeiden tavoitteena on edistää vesiensuojelua ja vähentää ravinteiden sekä maa-aineksen huuhtoutumista pelloilta, tämän lisäksi ne hyödyttävät peltoluonnon monimuotoisuutta (Härjämäki 2014). Suojavyöhykkeet ovat peltoalueella vesistöjen varteen perustettavia vähintään 15 metriä leveitä monivuotisen kasvillisuuden peittämiä hoidettuja, lannoittamattomia ja muokkaamattomia alueita, joilla ei saa käyttää kasvinsuojelua-aineita (Ympäristöhallinto 2014). Ohjelmakaudella 2014-2020 suojavyöhykenurmi on lohkokohtainen ympäristökorvauksen toimenpide (Ympäristöhallinto 2014). Suojavyöhykkeen kasvusto tulee niittää ja korjata pois vuosittain kasvukauden aikana. Niiton ajankohtaa ei ole määritetty, mutta huomioon tulee ottaa luonnonvaraisten lintujen ja eläinten elinolot. Suojavyöhykkeitä voidaan käyttää laidunnukseen, sillä ehdolla, että kasvipeitteisyys loholla säilyy (Järki 2019).

2.5.2 Luonnonhoitopellot ja luonnonhoitopeltonurmi

Luonnonhoitopellot ovat hoidettuja viljelemättömiä pelloja, jotka ylläpidetään sellaisessa kunnossa, että niitä voidaan ottaa takaisin maatalouden käyttöön (Maaseutuverkosto 2015). Luonnonhoitopelloja ovat monivuotiset nurmipellot, luonnonhoitopeltonurmet, niittykasveilla kylvetyt pellot, maisemakasveilla kylvetyt pellot sekä riistakasveilla kylvetyt pellot. Näiden pellonkäytönmuotojen tavoitteena on lisätä luonnon ja maaseutumaiseman monipuolisuutta sekä vähentää pelloilta huuhtoutuvaa ravinnekuormitusta (Mavi

2014). Vuonna 2017 Suomessa peltopinta-alasta 158 900 hehtaaria oli luonnonhoitopeltona (Luke tilastot 2019). Eniten Suomessa on perustettu luonnonhoitopeltonurmia (Härjämäki 2014), jotka voivat olla edellisellä ohjelmakaudella perustettuja niittypeltoja tai uusia kasvustoja, jotka on perustettu käyttäen monivuotisia heinä- ja nurmikasvien siemeniä siten, että seoksessa saa olla korkeintaan 20 % typensitojakasvien siemeniä (Maaseutuverkosto 2015). Luonnonhoitopeltonurmet tulee säilyttää vähintään kaksi kasvukautta, ja niiden hoitoon kuuluu niitto vähintään joka toinen vuosi. Niitossa tulee ottaa huomioon alueen luonnonvaraiset linnut ja eläimet, eikä niittoa saa toteuttaa lohkon reunoilta keskelle päin (Maaseutuverkosto 2015).

2.5.3 Viherlannoitusnurmi

Viherlannoitusnurmien tavoitteena on lisätä ravinteita viljelykiertoon sitomalla ilmasta typpeä typensitojakasvien avulla ja parantaa maankasvukuntoa, lisäksi maahan muokattava kasvimassa lisää maaperän orgaanisen aineen määrää (Känkänen 2014). Viherlannoitusnurmien typpilannoitus- ja maanparannusvaikutukset ovat erityisen tärkeitä luomutilojen viljelykierrossa. Viherlannoitusnurmien siemenseoksen painosta tulee olla vähintään 20 prosenttia typensitojakasveja ja kasvusto voidaan ilmoittaa viherlannoitusnurmeksi enintään kolmena vuotena peräkkäin (Mavi 2014, Maaseutuverkosto 2015). Nurmikasvusto voidaan jättää korjaamatta, muokata peltoon tai niittää ja kuljettaa pois lohkolta (Järki 2019). Vuonna 2017 Suomen peltopinta-alasta oli ilmoitettu viherlannoitusnurmeksi 30 600 hehtaaria (Luke tilastot 2019).

2.6 Indikaattorikasvilajit monimuotoisuuden havainnointivälineenä

Putkilokasvien esiintyminen tietyillä kasvupaikoilla voi ilmentää kyseisen alueen ekologisia olosuhteita. Tätä voidaan käyttää avuksi luontotyyppien luokittelussa, kunhan käytettävien kasvilajien ekologiset vaatimukset ovat selvillä (Pykälä 2001). Putkilokasveja käytetään erityisesti niittyjen arvottamiseen. Tätä varten indikaattorikasvilajit voidaan ryhmitellä myönteisiin indikaattoreihin, joiden esiintyminen ilmentää arvokasta pitkäikäistä niittyä, sekä kielteisiin indikaattoreihin, jotka ilmaisevat muun muassa rehevöitymistä, keinolannoitusta, maan muokkausta sekä umpeenkasvua (Pykälä 2001). Kaikilla lajeilla ei ole indikaattoriarvoa, mutta kasvilajin indikaattoriluokitus voi muuttua sen

esiintyessä eri luontotyypeillä (Pykälä 2001). Niittyjen ohella, myös luonnonhoitopelloille on kehitetty oma monimuotoisuutta ilmentävä indikaattorikasvilajilista, jonka avulla voidaan arvioida yksittäisten peltolohkojen lajirikkautta (Toivonen ym. 2013, Birge ym. 2017).

3 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli tarkastella puoliluonnontilaisten nurmien monimuotoisuusarvoja, joita selvitettiin tutkimalla nurmikasvustojen niittykasvilajistoa sekä kimalaislajistoa. Tutkimuksen nurmityypeiksi rajattiin suojavyöhykkeet, luonnonhoitopeltonurmet sekä viherlannoitusnurmet, joiden oletetaan olevan vähemmän intensiivisen nurmenkorjuun piirissä verrattuna rehuntuotantoaloihin. Oletuksena oli, että näiden nurmityyppien nurmisadolle ei nykyisin ole merkittävää korjuutarvetta tai käyttötarkoitusta. Tavoitteena oli arvioida, onko jokin näistä nurmityypeistä lajirikkaampi kuin toinen ja voisiko nurmenkorjuu biokaasutukseen vaikuttaa nykyiseen lajimonimuotoisuuteen suotuisasti tai haitallisesti.

Lisäksi tavoitteena oli selvittää, miten erilaisia nurmityyppejä hoidetaan nykykäytännön mukaan ja mitkä näistä viljelytoimista vaikuttavat lajimonimuotoisuuteen. Hoitotoimenpiteet selvitettiin haastatteluin ja erilaisten hoitotoimenpiteiden vaikutusta niittykasvilajien esiintymiseen arvioitiin. Oletuksena oli, että biokaasuntuotannon kannalta nurmien hoitotoimenpiteiden intensiteetti sekä ajoitus tulisivat muuttumaan. Tavoitteena oli tuottaa tieteellisesti perusteluja kriteerejä, joiden avulla bionurmien viljelijä voi tehdä toimenpidepäätöksiä, jotka edesauttavat monimuotoisuusarvojen säilymistä. Lisäksi pyrittiin selvittämään, voiko indikaattorikasvilajeja käyttää päätöksenteon tukena tilanteessa, jossa puoliluonnontilaisen nurmen satoa aiotaan käyttää biokaasuntuotantoon.

Vastauksia haettiin tutkimuskysymyksiin:

1. Onko suojavyöhykkeiden, luonnonhoitopeltonurmien ja viherlannoitusnurmien kasvilajirikkaudessa eroja?
2. Mitkä hoitotoimenpiteet vaikuttavat kasvilajimonimuotoisuuteen ja kimalaisrunsauteen?
3. Voidaanko puoliluonnontilaisia nurmikasvustoja korjata biokaasuntuotantoon vaarantamatta viljely-ympäristön lajimonimuotoisuutta?
4. Onko indikaattorikasvilajeja mahdollista käyttää päätöksenteon tukena tilanteissa, joissa kyseeseen tulee puoliluonnontilaisten nurmien käyttö biokaasutukseen?

4 AINEISTO JA MENETELMÄT

Tutkimuksen aineisto koostui nurmikasvustoja käsittelevistä viljelijähaastatteluista ($n = 40$) sekä peltolohkoilta kerätyistä indikaattorikasvilaji- ja kimalaishavainnoista ($n = 41$). Aineisto kerättiin Uudenmaan alueelta Hyvinkäältä ja Mäntsälästä, Kanta-Hämeen alueelta Hausjärveltä sekä Päijät-Hämeen alueelta Kärkölästä sekä Orimattilasta. Aineiston keruu haluttiin kohdentaa puoliluonnontilaisiin monivuotisiin nurmikasvustoihin, jolloin tutkimukseen valittiin nurmityypeiksi suojavyöhykkeet, luonnonhoitopeltonurmet sekä viherlannoitusnurmet.

Tutkimukseen valittujen nurmityyppien esiintymistä kohdealueilla kartoitettiin Maaseutuviranomaisen kartta-aineiston perusteella, jonka peltolohkokohtaiset kasvustotiedot olivat vuodelta 2017. Nurmilohkot valittiin tutkimukseen satunnaisesti siten, että niiden välillä olisi vähintään yksi kilometri etäisyyttä linnuntietä, jotta lohkot olisivat ekologisesti toisistaan riippumattomia. Lohkotietoja ja etäisyyksiä tarkasteltiin paikkatieto-ohjelmalla ArcGIS (versio 10.3.1, Environmental Systems Research Institute ESRI, Redlands, CA, USA, 2014). Kaksi suojavyöhykelohkoa alitti etäisyysvaatimuksen, mutta ne otettiin mukaan tutkimukseen, jotta riittävä otoskoko tuli täyteen. Valintakriteerit täyttäviä luonnonhoitopeltoja otettiin tutkimukseen mukaan myös viljelijähaastatteluista saatujen paikkatietojen perusteella. Tutkimukseen haluttiin kasvukaudella 2018 niittämättömiä lohkoja, mutta alkukesän sääolosuhteista johtuen viljelijöiden niittoaikataulut olivat 1-2 viikkoa tavanomaista aikaisempia. Erityisesti viherlannoitusnurmia oli niitetty jo ennen haastatteluiden tekoa, joten otantaan päädyttiin hyväksymään myös kertaalleen niitettyjä viherlannoitusnurmia. Tutkimukseen kertyi aineistoa 11 suojavyöhykkeeltä, 18 luonnonhoitopeltonurmelta, 6 niittämättömältä viherlannoitusnurmelta sekä 6 niitetyltä viherlannoitusnurmelta.

4.1 Viljelijähaastattelut

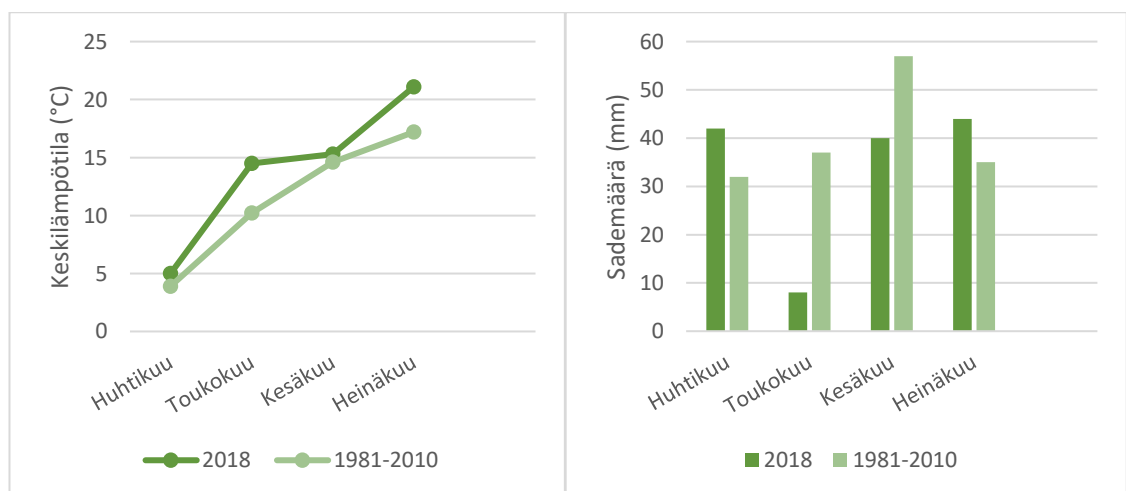
Tutkimukseen valittujen peltolohkojen käyttöhistoriaa, niitosten käyttöä sekä nykyisiä hoitotoimenpiteitä kartoitettiin viljelijähaastatteluiden avulla (liite 1). Haastattelut toteutettiin puhelimitse aikavälillä 11.-19. kesäkuuta, ja yhteensä 45 maanomistajaa yritettiin tavoittaa. Kaikki tavoitellut henkilöt eivät halunneet osallistua tutkimukseen. Haastatte-

luaineistoon kertyi 40 peltolohkon tiedot. Haastattelun kysymykset olivat avoimia. Kasvuston ikää kysyttäessä osa viljelijöistä ei muistanut tarkkaa vuosilukua vaan esitti arvon kasvuston iästä. Tämän lisäksi kaikki vastaajat eivät osanneet antaa tarkkaa niitto- korkeutta senttimetreissä. Kolmella loholla niittotyöt oli ulkoistettu urakoitsijalle, joten yksityiskohtaista tietoa niittotavoista ei ollut saatavilla. Haastattelujen perusteella osa esivalituista lohkoista, joilla oli tarkoitus tehdä indikaattorikasvilajihavainnointi sekä kimalaishavainnointi, rajautui pois sillä perusteella, että kyseisiä lohkoja oli ehditty vastikään niittää. Kertaalleen niitettyjä viherlannoitusnurmia otettiin tutkimukseen mukaan, jotta nurmityypistä saatiin suurempi otoskoko.

4.2 Peltohavainnot maastossa

4.2.1 Sää tiedot

Toukokuu oli koko Suomessa sekä Uudellamaalla poikkeuksellisen lämmin, ja koko maassa hellepäiviä kertyi 14 (Ilmatieteen laitos 2019). Lämpimän sään lisäksi Uudellamaalla koettiin harvinaisen pitkä sateeton jakso, jolloin kuivuus vaivasi nurmikasvustoja sekä kylvöjen itämistä (kuva 1). Etelä-Suomen lämmin ja vähäsateinen sää jatkui kesäkuussa, mikä muun muassa heikensi nurmisatoja ja aikaistutti säilörehuntekoa. Haastateluaineiston perusteella ensimmäisiä niittoja tehtiin jo ennen juhannusta viikoilla 24-25.



Kuva 1. Kasvukauden alkupuoliskon keskiarvolämpötilat sekä sademäärät vuonna 2018 verrattuna vuosien 1981-2010 keskiarvoihin. Mittauspisteenä Helsingin Kaisaniemi (Ilmatieteen laitos 2019).

4.2.2 Indikaattorikasvilajihavainnot

Havainnoitaviksi indikaattorikasvilajeiksi valittiin samat 24 kasvilajia, joita Birge ym. (2017) käyttivät tutkimuksessaan. Näiden lajien lisäksi havainnoitiin myös punakukkaisia apiloita, jolloin yhteensä indikaattorikasvilajilistalla oli 25 kasvia. Lajilistan kasvien tyyppillisiä elinympäristöjä ovat kuivat ja tuoreet niityt ja valitut lajit ilmentävät lajistoltaan monipuolista niittyelinympäristöä (Pykälä 2001). Indikaattorikasvilaji- sekä kimalaishavainnot suoritettiin peltolohkoilla kahden viikon aikana välillä 18.6.- 28.6.2018, minkä lisäksi neljällä jo kertaalleen niitetyllä lohkolle käytiin myöhemmin 18.7.2018.

Indikaattorikasvilajikartoitus ja kimalaislaskenta suoritettiin maastossa kulkemalla 100 metrin pituinen suora linja, jonka paikka oli etukäteen kartta-aineiston perustella suunniteltu, jotta linjan sijainti kasvustossa olisi objektiivinen, eikä siihen voisi vaikuttaa havainnoitsijan arvio kasvuston ulkonäöstä. Linja sijoitettiin siten, että se alkaa avonaisesta reunasta ja leikkaa lohkon reunasta reunaan (kuva 2). Pellon piennaralue rajattiin pois linjan ulkopuolelle. Indikaattorikasvilajien esiintyminen havainnoitiin linjan molemmilta puolilta metrin leveydeltä, jolloin yhteensä linjan leveys oli kaksi metriä. Havainnointi tehtiin silmämääräisesti rauhallista vauhtia kävellen ja lomakkeeseen kirjattiin lajilistanmukaisten (liite 2) lajien läsnäolo peltolohkolla. Kasvien yksilömääriä ei havainnoitu.



Kuva 2. Esimerkki havaintolinjan (X) sijoittelusta peltokuviolla. Linjan pituus on 100 metriä ja leveys kaksi metriä (kuva: Maanmittauslaitos 2018).

4.2.3 Kimalaishavainnot

Havaitut kimalaisyksilöt laskettiin lajiryhmittäin: mantukimalaisen kaltaiset, loiskimalaisten ryhmä, kivikkokimalaisen kaltaiset, kartanokimalaisen kaltaiset, peltokimalaisen kaltaiset, tarhakimalaisen kaltaiset sekä hevoskimalaisen kaltaiset. Tarkempaa lajintunnistusta ei pelto-olosuhteissa olisi voinut tehdä. Tarvittaessa tunnistuksessa apuna käytettiin hyönteishaavia sekä tunnistusopasta.

Kimalaisten havainnointi suoritettiin vastaavalla tavalla kuin päiväperhoslaskennat (Syke 2013). Havainnoinnit aloitettiin aamuisin kello yhdeksän jälkeen ja iltapäivisin lopetettiin viimeistään kello 16:25, jotta havainnointiaika sattuisi kimalaisten lentoajan mukaisesti. Indikaattorikasvilajihavainnoinnin jälkeen samaa linjaa pitkin käveltiin takaisin kohti lähtöpistettä tasaista rauhallista vauhtia ja havainnoitsijan eteen kuviteltiin 5 x 5 x 5 metrin kuutio, jonka sisältä havaitut kimalaisyksilöt laskettiin. Linjan ulkopuolelta havaittuja kimalaisia ei sisällytetty laskelmiin mukaan. Laskennan päätteeksi kirjattiin lämpötila käyttäen lähintä Ilmatieteen laitoksen havaintopistettä, sekä arvioitiin, minkä aikaa aurinko

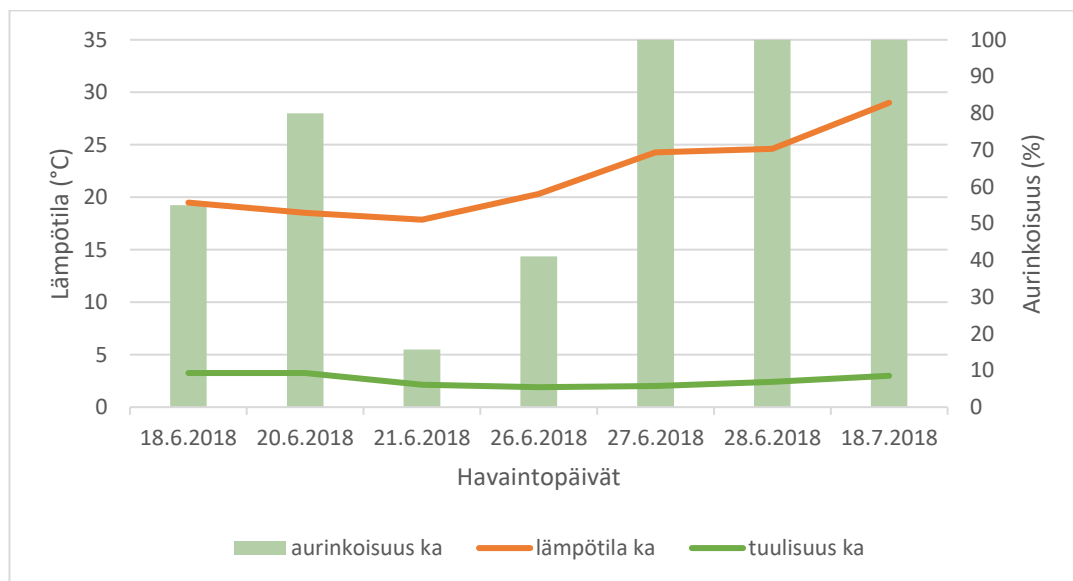
paistoi prosentuaalisesti laskennan aikana. Lisäksi kirjattiin kellonaika sekä arvioitiin tuulisuus käyttäen boforiasteikkoa (taulukko 1).

Taulukko 1. Tuulisuus arvioitiin käyttäen boforiasteikkoa (Syke 2013).

0	tyyntä, savu nousee pystysuoraan
1	hiukan savun ajautumista sivusuunnassa
2	tuuli tuntuu kasvoilla, lehdet havisevat
3	lehdet ja oksat pienessä liikkeessä
4	pöly nousee maasta, pienet oksat heiluvat
5	pienehköt lehtipuut heiluvat
6	suuret oksat heiluvat, tuuli suhisee kohdatessaan kiinteitä esteitä

4.2.4 Havaintopäivien säätiedot

Havaintopäivien lämpötilakeskiarvo oli 21,7 °C, tuulen keskinopeus 2,4 boforia ja aurinko paistoi 64,9 prosenttia havainnointiajasta. Havaintopäivistä 21. ja 26. kesäkuuta olivat pilvisiä ja siksi poikkesivat olosuhteiltaan muista havaintopäivistä (kuva 3).



Kuva 3. Havaintopäivien säätiedot.

4.3 Tilastolliset analyysit

Viljelijähaastatteluiden vastausvaihtoehtojen frekvensseistä tehtiin ristiintaulukointeja (Michael 2001). Alle viiden suuruisia odotettuja frekvenssejä jäi yli 20 prosenttia kaikkiin taulukoihin vielä luokittelijoiden supistamisen jälkeen. Tästä syystä tilastolliset riskiarvot, p-arvot, jäivät suuntaa-antaviksi ja raportoitiin sellaisina.

Indikaattorikasvilajiaineiston normaalijakautuneisuutta tutkittiin Shapiro-Wilk -testillä. Lisäksi alkuperäisestä aineistosta tehtiin logaritminmuunnos, jolloin alkuperäistä ja muokattua aineistoa verrattiin toisiinsa piirtämällä kvantiilikuvioita (Q-Q plot). Kvantiilikuviossa aineiston jakaumaa verrataan standardinormaalijakauman janaan (Field 2009). Aineisto on normaalijakautunut, jos havainnot sijoittuvat tiiviisti standardinormaalijakauman mukaisesti. Kuvioden perusteella muuntamaton aineisto sijoittui lähemmäksi normaalijakauman suoraa. Sekä kuvion että Shapiro-Wilk -testien (Royston 1992) perusteella päätettiin käyttää alkuperäistä aineistoa, joka noudatti normaalijakaumaa.

Nurmityyppien välisiä eroja indikaattorikasvilajien esiintymismäärissä testattiin varianssianalyysillä (ANOVA). Haastatteluaineistosta saatujen luokittelijoiden (niittoajankohta ja niittokorkeus) välisiä riippuvuuksia tarkasteltiin Pearsonin khiin neliö -testin avulla (Plackett 1983).

Havaitut kimalaismäärät olivat pieniä ja tästä syystä kimalaisten tarkastelu tehtiin nurmityypeittäin ja kimalaisryhmät yhteenlaskettuna. Kimalaisten esiintymisaineiston normaalijakautuneisuus tutkittiin Shapiro-Wilk -testillä, jonka mukaan aineisto oli positiivisesti vino. Aineistolle tehtiin sekä logaritminmuunnos että neliöjuurimuunnos, mutta aineisto ei kvantiilikuvioden perusteella asettunut normaalijakauman suoralle. Tämän perusteella aineistoa käsiteltiin ei-parametrisellä Kruskal-Wallis -testillä (Theodorsson-Norheim 1986). Havaintopäivien sääolosuhteiden korrelaatiota kimalaisten esiintymiseen testattiin Pearsonin korrelaatiokertoimella (Sedgwick 2012). Lisäksi korrelaatioita tarkasteltiin hajontakuvioden avulla.

Tilastoanalysointi toteutettiin käyttämällä SPSS-ohjelmistoa (versio 25.0, IBM Corp. Armonk, NY, USA, 2017).

5 TULOKSET

5.1 Viljelijähaastattelut

Puoliluonnontilaisten kasvustojen iät vaihtelivat runsaasti ikähaarukan ollessa 1-26 vuotta. Vanhimpia kasvustoja oli luonnonhoitopeltonurmilohkojen joukossa, kun taas nuorimmat kasvustot olivat viherlannoitusnurmia (taulukko 2). Viljelijöillä oli selkeät perusteet, miksi lohkot olivat valittu kyseiseen käyttöön ($p < 0,001$). Suojavyöhykkeiden perustelu 90 prosentilla tapauksista oli vesistöjen läheisyys, jolloin suojavyöhykkeiden avulla pyrittiin estämään ravinteiden huuhtoutumista. Luonnonhoitopeltonurmille perustelut olivat moninaisempia, mutta 53 prosentilla tapauksista ensimmäiseksi syyksi mainittiin lohkojen hankala viljeltävyys. Esimerkiksi lohkolle kulkeminen koneilla saattoi olla vaikeaa tai lohkolla oli sähkötolppia, jotka hankaloittivat konetöitä. Usein luonnonhoitopeltonurmia kuvailtiin myös pinta-alaltaan pieniksi ja 29 prosenttia lohkoista ajateltiin olevan varalla, jos ruoantuotantoon tarvittaisiin lisää peltopinta-alaa. Viherlannoitusnurmista 92 prosenttia kuuluivat tilan normaaliin viljelykiertoon, jonka lisäksi myös mainittiin, että osa näistä lohkoista oli viljelyteknisesti hankalia.

Taulukko 2. Kasvustojen ikäkeskiarvot nurmityypeittäin.

Nurmityyppi	Kohteiden lukumäärä	Kohteiden ikä keskimäärin, vuosia	Keskiarvon keskivirhe	Vanhin kasvusto, ikä vuosina
Suojavyöhyke	11	9,5	2,4	21
Luonnonhoitopelto	17	12,4	1,9	25
Viherlannoitus	6	1,8	0,3	2
NiitettyVL	6	2,0	0,4	2
Yhteensä	40	8,4	1,3	25

Niittoajankohdat vaihtelivat kesäkuun puolesta välistä syyskuulle. Tiloilla oli käytössään erilaisia niittokoneita kuten perhosniittokoneita, lautasniittokoneita, kelasilppureita, murskaavia niittokoneita, vaakatasoleikkureita, kesantomurskaimia. Osa lohkoista oli urakoitsijoiden niitettäviä, joten tilallinen ei osannut kertoa niiton yksityiskohdista. Niittokorkeudet vaihtelivat ”mahdollisimman matalasta” ”reiluun” sänkeen ja tarkemmin arvioituna niittokorkeudet vaihtelivat 5 – 20 cm välillä. Eri nurmityyppien niitoksille oli selvästi omat käyttötarkoituksensa ($p < 0,001$). Suojavyöhykkeiltä niitokset kerättiin pois, kuten maatalouden ympäristötuen perustoimenpiteissä edellytetään. Suojavyöhykkeiden nurmisato käytettiin rehuksi 82 prosentilta lohkoista. Yhdellä suojavyöhykelohkolla laidunsi lampaita jo kasvukauden aikana. Sen sijaan luonnonhoitopeltonurmien sadosta vain 12 prosenttia käytettiin rehuksi ja loppujen, 88 prosenttia tapauksista, niitokset jätettiin korjaamatta lohkolle. Yhdellä luonnonhoitopeltonurmella laidunsi hevosia kasvukaudella. Puolet viherlannoitusnurmien nurmisadosta jätettiin lohkolle ja lopuilta 50 prosentilta lohkoista nurmi aiottiin kerätä biokaasuntuotantoon. Niitetyistä viherlannoitusnurmista puolet sadosta jätettiin lohkolle, ja loput 50 prosenttia kerättiin rehuksi karjatilaille.

Viljelijöillä oli selvästi erilaiset aikataulut eri nurmityyppien niittoajankohdille ($p = 0,007$). Suojavyöhykkeistä 54,5 prosenttia niitettiin kesäkuun aikana, kun taas luonnonhoitopeltonurmista 60 prosenttia tapauksista niitettiin vasta heinäkuussa. Havaintokäyntien aikaan niittämättömistä viherlannoitusnurmista 50 prosenttia aiottiin niittää ensimmäisen kerran kesäkuun aikana ja havainnoinnin aikaan niitetyistä viherlannoitusnurmista 100 prosenttia oli jo kertaalleen niitetty kesäkuun aikana (taulukko 3).

Taulukko 3. Nurmityyppien niittoajankohtien jakautuminen prosentuaalisesti nurmityypin sisällä.

Nurmityyppi	Kesäkuu	Heinäkuu	Elo-syyskuu
Suojavyöhyke	54,5 %	27,3 %	18,2 %
Luonnonhoitopelto	6,7 %	60,0 %	33,3 %
Viherlannoitus	50,0 %	16,7 %	33,3 %
NiitettyVL	100,0 %	0,0 %	0,0 %
Yhteensä	42,1 %	34,2 %	23,7 %

Tilastollista käsittelyä varten haastatteluaineistosta ryhmiteltiin niittokorkeudet seuraaviin kategorioihin: 1-5 cm, 6-10 cm ja yli 11 cm. Eri nurmityyppien välillä oli eroa niittokorkeuksissa ($p=0,018$). Yli puolet 55,6 prosenttia suojavyyhykkeistä, 60 prosenttia luonnonhoitopeltonurmista sekä 83 prosenttia viherlannoitusnurmista niitettiin 11-20 cm mittaiseen sänkeen (taulukko 4). Kertaalleen niitettyjen viherlannoitusnurmien niittokorkeudet olivat matalampia kuin muiden nurmityyppien.

Taulukko 4. Nurmityyppien keskimääräiset niittokorkeudet (cm) sekä nurmilohkojen prosentuaalinen jakautuminen niittokorkeusryhmiin nurmityypeittäin.

Nurmityyppi	Kohteiden lukumäärä	Kohteiden niittokorkeus keskimäärin (cm)	Niittokorkeusryhmät		
			1-5 cm	6-10 cm	11-20 cm
Suojavyöhyke	8	12,5	33,30 %	11,10 %	55,60 %
Luonnonhoitopelto	14	11,0	6,70 %	33,30 %	60,00 %
Viherlannoitus	5	14,0	16,70 %	0,00 %	83,30 %
NiitettyVL	6	8,2	16,70 %	83,30 %	0,00 %
Yhteensä	33	11,3	16,70 %	30,60 %	52,80 %

Suojavyöhykkeistä ainoastaan yksi lohko, jota käytettiin lammaslaitumena, oli tarkoitus niittää kahteen kertaan kasvukauden aikana, kun taas loput 91 prosenttia suojavyöhykkeistä oli suunniteltu niitettävän vain kerran kasvukaudella. Luonnonhoitopeltonurmista 12 prosenttia oli aiottu niittää kahteen kertaan kasvukaudella. Vain 6 prosenttia luonnonhoitopeltonurmista ilmoitettiin niitettävän joka toinen vuosi ja suurin osa lohkoista aiottiin niittää kerran kasvukaudella. Niittämättömistä viherlannoitusnurmista puolet ilmoitettiin niitettävän kaksi kertaa kasvukaudella ja toinen puoli aiottiin niittää vain kerran. Niitetyistä viherlannoitusnurmista kaikki aiottiin niittää kaksi kertaa kasvukauden aikana.

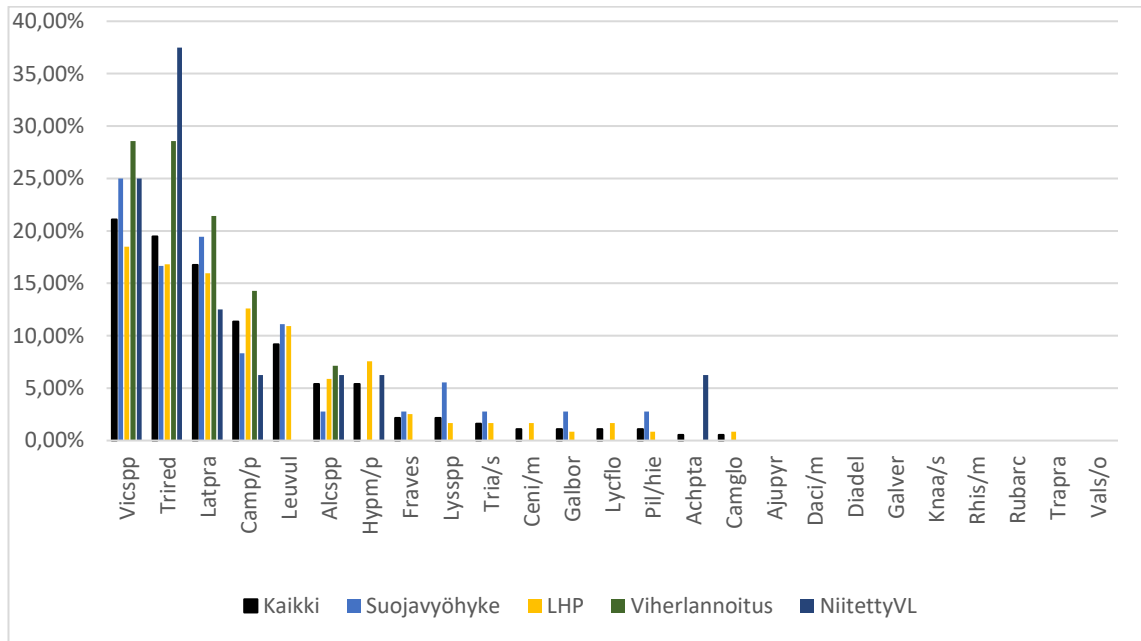
5.2 Nurmityyppien indikaattorikasvilajit

Maastokartoituksissa indikaattorikasvilajilistan 25 lajista kaikilta nurmitypeiltä tavattiin yhteensä 16 eri kasvilajia tai lajiryhmää. Suojavyöhykkeillä tavattiin 11 eri lajia, luonnonhoitopeltonurmilla (LHP) 12, viherlannoitusnurmilla (Viherlannoitus) viisi ja niitetyillä viherlannoitusnurmilla (NiitettyVL) seitsemän kasvilajia (taulukko 5).

Taulukko 5. Indikaattorilajien esiintyminen erilaisilla nurmityypeillä. Otannassa suojavyöhykkeitä oli 11, luonnonhoitopeltonurmia (LHP) 18, viherlannoitusnurmia 6 ja niitetyjä viherlannoitusnurmia (NiitettyVL) 6 lohkoa.

Indikaattorilaji	Lyhenne	Suojavyöhyke	LHP	Viherlannoitus	NiitettyVL
<i>Achillea ptarmica</i>	Achpta	-	-	-	x
<i>Ajuga pyramidalis</i>	Ajupyr	-	-	-	-
<i>Alchemilla spp-</i>	Alcspp	x	x	x	x
<i>Campanula glomerata</i>	Camglo	-	x	-	-
<i>Campanula patula /persicifolia</i>	Camp/p	x	x	x	x
<i>Centaurea jacea /phrygia</i>	Ceni/m	-	x	-	-
<i>Dactylorhiza incarnate /maculata</i>	Daci/m	-	-	-	-
<i>Dianthus deltoides</i>	Diadel	-	-	-	-
<i>Fragaria vesca</i>	Fraves	x	x	-	-
<i>Galium boreale</i>	Galbor	x	-	-	-
<i>Galium verum</i>	Galver	-	-	-	-
<i>Hypericum maculatum /perforatum</i>	Hypm/p	-	x	-	x
<i>Knautia arvensis /Succisa pratensis</i>	Knaa/s	-	-	-	-
<i>Lathyrus pratensis</i>	Latpra	x	x	x	x
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Leuvul	x	x	-	-
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Lycflo	-	x	-	-
<i>Lysimachia spp-</i>	Lysspp	x	-	-	-
<i>Pilosella/Hieracium group</i>	Pil/hie	x	-	-	-
<i>Rhinanthus serotinus /minor</i>	Rhis/m	-	-	-	-
<i>Rubus arcticus</i>	Rubarc	-	-	-	-
<i>Tragopogon pratensis</i>	Trapra	-	-	-	-
<i>Trifolium aureum /spadiceum</i>	Tria/s	x	x	-	-
<i>Valeriana sambucifolia /officinalis</i>	Vals/o	-	-	-	-
<i>Vicia spp-</i>	Vicspp	x	x	x	x
<i>Trifolium</i>	Trired	x	x	x	x

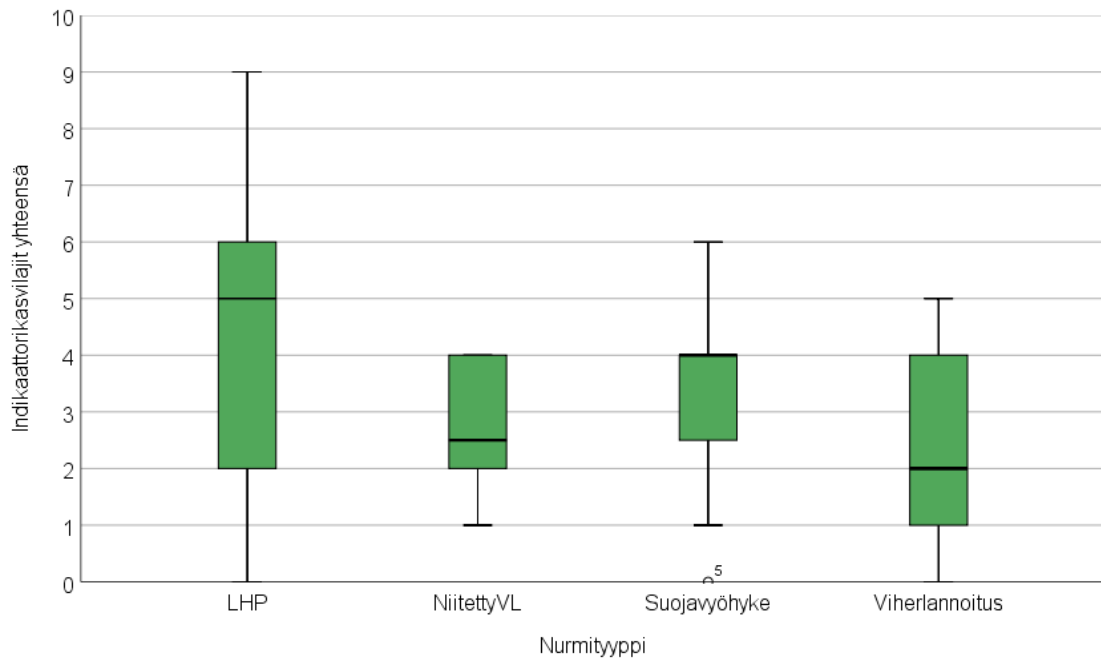
Lajimäärät suhteutettuna kaikkiin havaintoihin, kaikista kasvilajihavainnoista useimmiten nurmityypeiltä tavattiin virnoja (*Vicia* spp.), punaisia apiloita (*Trifolium*), niittynätkelmää (*Leucanthemum vulgare*) sekä harakankelloa/kurjenkelloa (*Campanula patula* / *C. persicifolia*) (kuva 4). Nämä lajit olivat myös kaikkien nurmityyppien yleisimmät indikaattorikasvilajit, siten että suojavyöhykkeillä ne muodostivat 69 prosenttia kaikista havainnoista, luonnonhoitopeltonurmilla 64 prosenttia, viherlannoitusnurmilla 93 prosenttia ja niitetyillä viherlannoitusnurmilla 81 prosenttia havainnoista.



Kuva 4. Kaikkien indikaattorikasvilajien prosentuaaliset esiintymiset kaikista havainnoista ja havaintojen jakaantuminen nurmityypeittäin.

5.3 Nurmityyppien erot

Indikaattorikasvilajikertymissä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja eri nurmityyppien välillä (kuva 5). Keskiarvoissa oli kuitenkin suuntaa-antavasti ($p=0,102$) eroja siten, että pienimmät esiintyvyydet näyttivät olevan viherlannoitusnurmilla ja suurimmat luonnonhoitopeltonurmilla (taulukko 6). Suojavyöhykkeillä oli keskimäärin 3,3 indikaattorikasvilajia lohkoittain. Kaikista muista suojavyöhykkeistä poiketen, yhdellä märkyydestä kärsivällä ja niukkakasvuisella loholla ei tavattu lainkaan indikaattorikasvilajeja (kuva 5). Luonnonhoitopeltonurmilla tavattiin keskimäärin 4,6 indikaattorilajia, mutta samalla keskihajonta oli nurmityypeistä suurin. Viherlannoitusnurmilla oli keskimäärin 2,3 indikaattorikasvilajia ja niitetyillä viherlannoituslohkoilla keskimäärin 2,7 lajia.

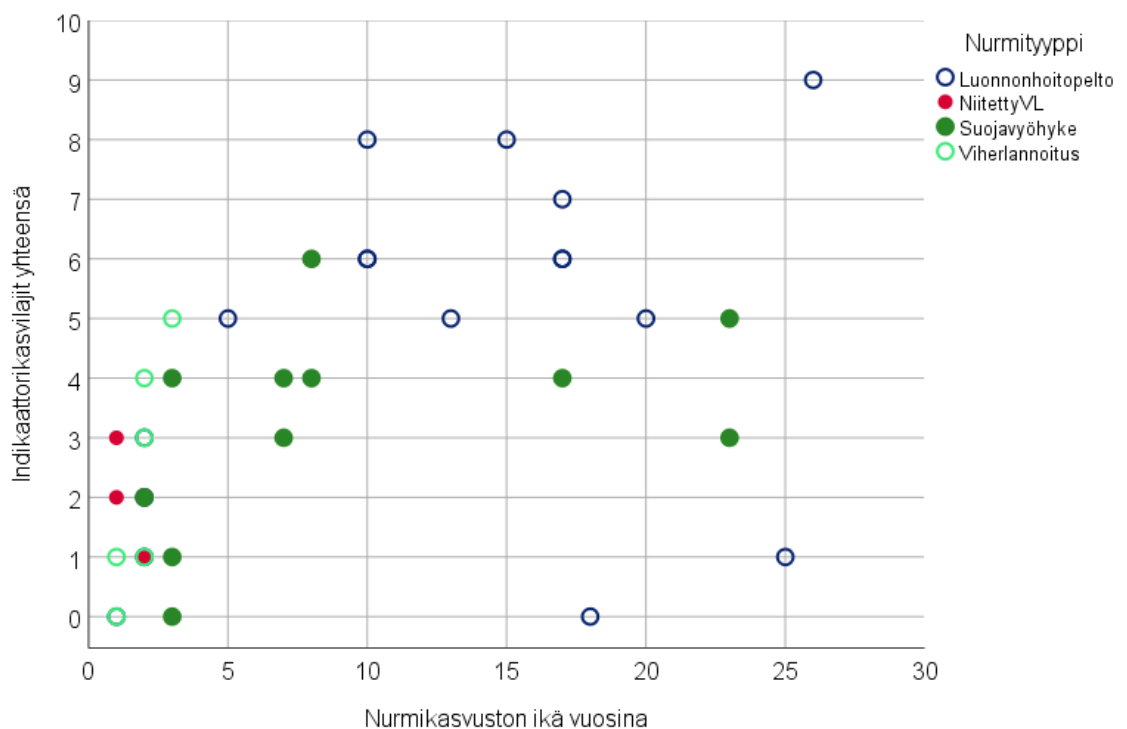


Kuva 5. Ruutu- ja janakaavio indikaattorikasvilajien esiintymisestä nurmityypeittäin. Palkki ruudun sisällä kuvaa mediaania ja janojen päät pienintä sekä suurinta arvoa. Suojavyöhykkeillä oli keskimäärin 3,3 indikaattorilajia ja vain yhdellä lohkolle lajeja ei tavattu lainkaan, mikä näkyy poikkeavana arvona kuvassa. Lyhenteet: LHP luonnonhoitopeltonurmi, NiitettyVL niitetty viherlannoitusnurmi.

Taulukko 6. Indikaattorikasvilajien keskimääräiset esiintymiset nurmityypeittäin. Nurmityyppien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa ($p > 0,05$).

Nurmityyppi	Kohteiden lukumäärä	Indikaattorilajeja keskimäärin (kpl)	Keskiarvon keskivirhe
Suojavyöhyke	11	3,27	0,52
Luonnonhoitopelto	18	4,61	0,66
Viherlannoitus	6	2,33	0,80
NiitettyVL	6	2,67	0,49
Yhteensä	41	3,63	0,37

Nurmikasvuston iän ja indikaattorikasvilajien esiintymisen välillä oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen korrelaatio ($p=0,002$, Pearson $r=0,484$). Näin ollen vanhemmilta nurmilta löytyi tilastollisesti todennäköisemmin enemmän indikaattorikasvilajeja kuin nuoremilta nurmilta (kuva 6). Sen sijaan tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita ei havaittu indikaattorikasvilajien esiintymisen sekä niittokuukauden, niittokorkeuden tai kimalaisten esiintymisen välillä. Niittokalustolla ei ollut vaikutusta indikaattorilajien esiintymiseen ($p>0,05$). Niitosten erilaisilla käyttötarkoituksilla ei havaittu olevan vaikutusta indikaattorilajien esiintymiseen ($p>0,05$).



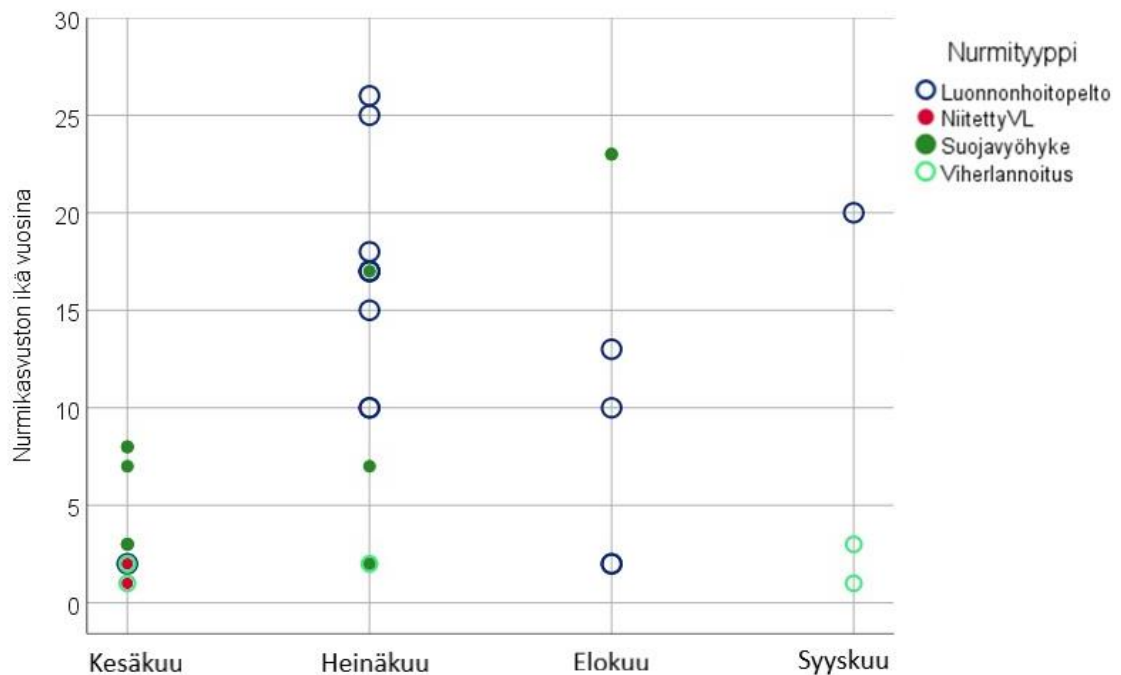
Kuva 6. Hajontakuvi indikaattorikasvilajien esiintymisestä eri ikäisillä nurmityypeillä. Nurmikasvuston ja indikaattorikasvilajien esiintymisen välillä oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen korrelaatio ($p=0,002$).

Kesäkuussa ja heinäkuussa niitettyjen kasvustojen välillä oli merkitsevä ero ($p=0,029$) indikaattorikasvilajien esiintymisrunsaudessa. Kaikilta nurmityypeiltä yhteenlaskettuna kesäkuussa niitetyiltä lohkoilta havaittiin täten vähemmän indikaattorikasvilajeja kuin heinäkuussa niitetyiltä lohkoilta (taulukko 7). Muiden niittokuukausien välillä ei ollut tilastollista eroa indikaattorikasvilajien esiintymismäärissä.

Taulukko 7. Nurmikohteiden niittokuukaudet ja keskimääräiset, pienimmät ja suurimmat indikaattorikasvilajien esiintymiset. Tarkastelussa kaikki nurmityypit yhteen laskettuna.

Niitto- kuukausi	Nurmi koh- teiden lukumäärä	Indikaattorikasvila- jeja keskimäärin lohkolla	Keskiha- jonta	Pienin ha- vaittu laji- määrä yh- dellä loh- kolla	Suurin ha- vaittu laji- määrä yh- dellä lohkolla
Kesäkuu	16	2,50	1,75	0	6
Heinäkuu	13	4,92	2,84	0	9
Elokuu	6	4,00	1,55	2	6
Syyskuu	3	3,67	2,31	1	5
Yhteensä	38	3,66	2,37	0	9

Nurmikasvustojen iän ja niittoajankohdan välillä havaittiin tilastollisesti merkitsevä positiivinen korrelaatio ($p=0,004$, Pearson $r=0,451$) (kuva 7). Haastatteluiden perusteella luonnonhoitopeltonurmia sekä suojavyöhykkeitä aiottiin usein niittää vasta, kun ”muilta töitä ehtii” ja vanhimmat kasvustot vaikuttivat olevan niittoaikataulultaan kiireettömiä.



Kuva 7. Hajontakuvio niittokuukauden ja nurmikasvustojen iän välisestä korrelaatiosta. Vanhimpia lohkoja niitettiin tyypillisesti myöhemmin kuin nuorempia lohkoja.

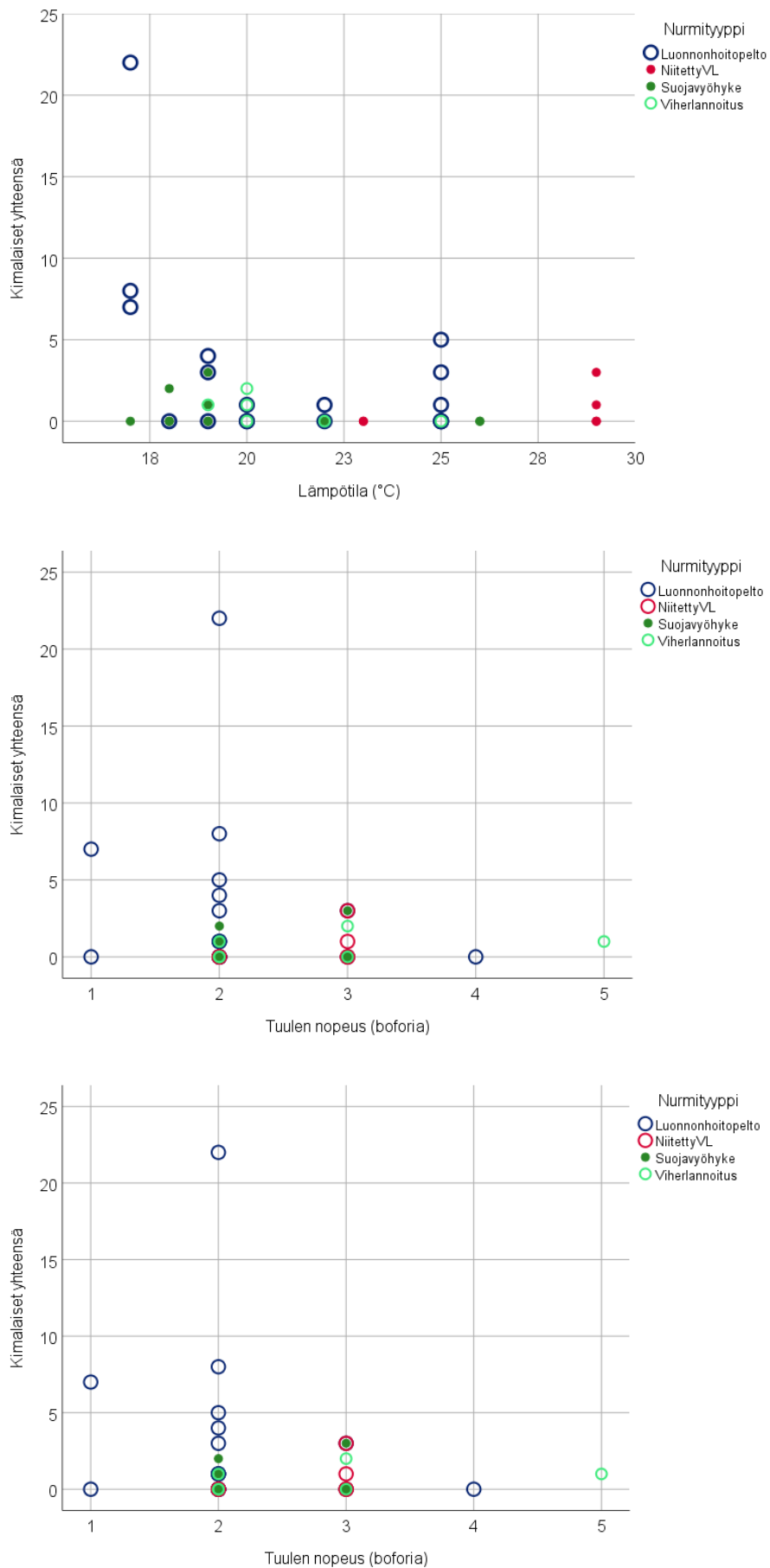
5.4 Kimalaishavainnot

Keskimäärin yhtenä havainnointipäivänä havaittiin 1,7 kimalaisyksilöä. Runsaiten kimalaisia havainnoitiin 21.6.2018. Tällöin havaittiin keskimäärin 6,3 kimalaista yhdeltä nurmilohkolta (taulukko 8). Tämän havainnointipäivän keskiarvoa nostaa yksittäinen luonnonhoitopeltonurmilohko, jolla tavattiin erityisen runsaasti kimalaisia, 22 yksilöä. Keskimäärin vähiten kimalaisia havainnoitiin päivinä 26.6. sekä 28.6. Tästä johtuen kimalaisten esiintymisessä oli tilastollisesti merkitsevä ero havaintopäivien 21.6. ja 26.6. välillä ($p = 0,022$). Myös päivien 21.6. ja 28.6. välillä oli tilastollinen ero ($p = 0,045$). Muiden havaintopäivien ja havaittujen kimalaisten määrien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa.

Taulukko 8. Kimalaisten keskimääräiset yksilömäärät ja kimalaisten suurin havaittu yksilömäärä yhdellä nurmilohkolla havaintopäivittäin.

Havaintopäivä	Nurmikohteen lukumäärä	Kimalaisia keskimäärin lohkolla	Keskihajonta	Kimalaisten suurin havaittu yksilömäärä yhdellä lohkolla
18.6.2018	4	1,00	0,82	2
20.6.2018	4	0,75	1,50	3
21.6.2018	7	6,28	7,59	22
26.6.2018	10	0,50	0,71	2
27.6.2018	7	1,28	1,98	5
28.6.2018	5	0,00	0,00	0
18.7.2018	4	1,00	1,41	3
Yhteensä	41	1,68	3,78	22

Havaintopäivän lämpötilan ja tuulisuuden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota havaittujen kimalaisten määrän välillä (kuva 8). Eroa ei ollut myöskään havainnointijakson aikaisen auringon paisteen ja havaittujen kimalaisten välillä.



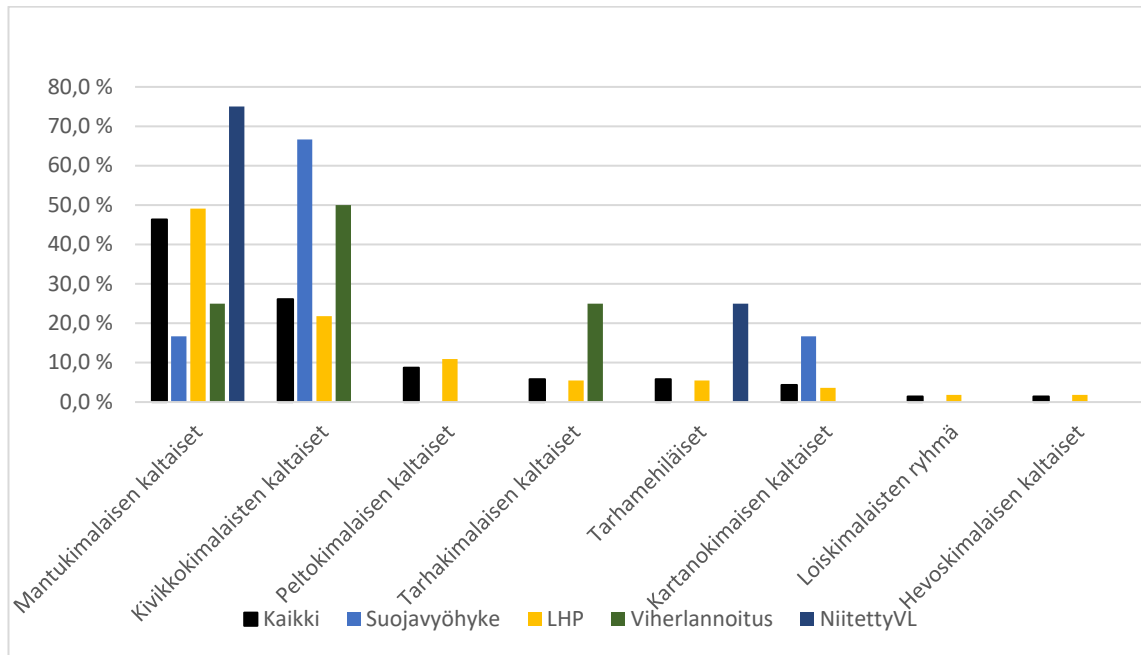
Kuva 8. Kimalaishavaintojen jakautuminen havaintopäivien vuorokautisten keskilämpötilojen sekä havaintojakson tuulisuuden ja aurinkoisuuden suhteen.

Kimalaiskartoituksessa suojavyöhykkeiltä tavattiin mantukimalaisen, kivikkokimalaisten ja kartanokimalaisten kaltaisia kimalaisia. Luonnonhoitopeltonurmilta tavattiin jokaista havainnoitavaa lajiryhmää edustavia yksilöitä ja viherlannoitusnurmilta mantukimalaisen, kivikkokimalaisten ja tarhakimalaisten kaltaisia yksilöitä. Niitetyiltä viherlannoitusnurmilohkoilta tavattiin vain mantukimalaisen kaltaisia kimalaisia sekä tarhamehiläisiä (taulukko 9).

Taulukko 9. Kimalaisten esiintyminen lajiryhmittäin eri nurmityypeillä. Otannassa suojavyöhykkeitä oli 11, luonnonhoitopeltonurmia 18, viherlannoitusnurmia 6 ja niitettyjä viherlannoitusnurmia (NiitettyVL) 6 lohkoa.

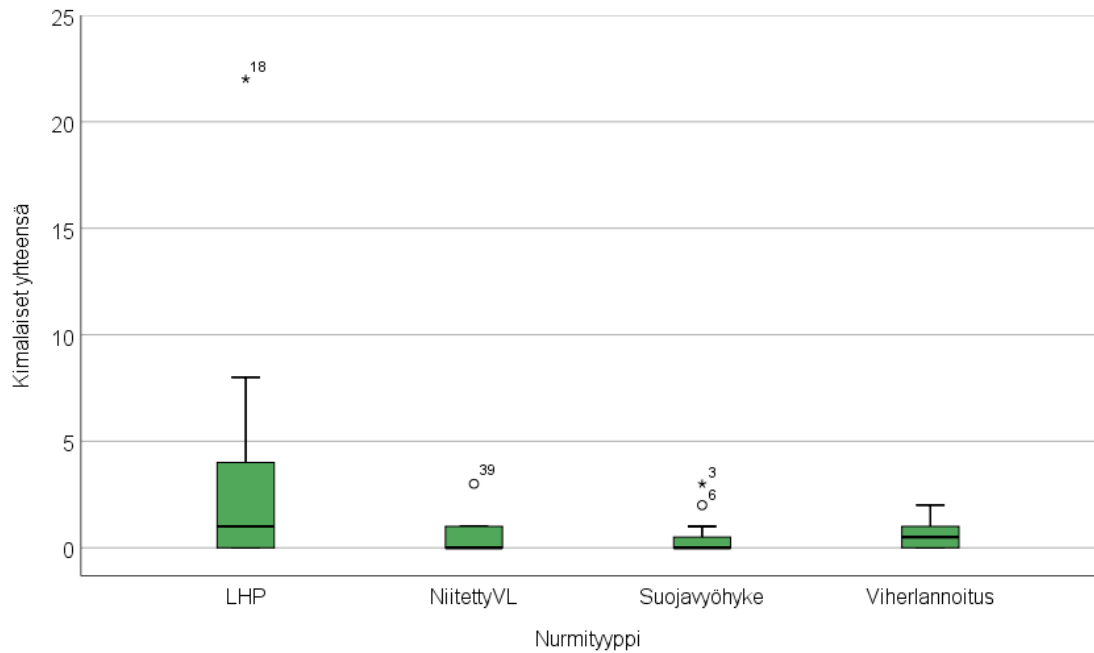
Lajiryhmä	Suoja- vyöhyke	Luonnonhoitopel- tonurmi	Viherlannoitusnurmi	Niitet- tyVL
Mantukimalaisen kaltaiset	x	x	x	x
Loiskimalaisten ryhmä	-	x	-	-
Kivikkokimalaisten kaltaiset	x	x	x	-
Kartanokimalaisen kaltaiset	x	x	-	-
Peltokimalaisen kaltaiset	-	x	-	-
Tarhakimalaisen kaltaiset	-	x	x	-
Hevoskimalaisen kaltaiset	-	x	-	-
Tarhamehiläiset	-	x	-	x

Kaikista kimalaisryhmistä eniten nurmityypeiltä yhteensä havaittiin mantukimalaisen kaltaisia yksilöitä (46,4 prosenttia kaikista havainnoista) sekä kivikkokimalaisten kaltaisia kimalaisia (26,1 prosenttia). Suojavyöhykkeiden sekä viherlannoitusnurmien runsain ryhmä oli kivikkokimalaisen kaltaiset. Luonnonhoitopeltonurmilla (LHP) ja niitetyillä viherlannoitusnurmilla (NiitettyVL) vastaavasti useimmiten havainnoitiin mantukimalaisen kaltaisia yksilöitä (kuva 9).



Kuva 9. Kaikkien kimalaishavaintojen prosentuaaliset esiintymiset kaikista havainnoista ja havaintojen jakaantuminen nurmityypeittäin.

Kimalaisten esiintymisessä nurmityypeittäin ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa ($p=0,535$). Keskiarvoista poikkeavia arvoja havaittiin suojavyöhykkeillä, luonnonhoitopeltonurmilla (LHP) ja niitetyillä viherlannoitusnurmilla (NiitettyVL), kun muutamilla lohkoilla esiintyi keskimääräistä enemmän kimalaisia (kuva 10). Indikaattorikasvilajien esiintyminen ei korreloinut tilastollisesti merkitsevästi kimalaishavaintojen välillä. Merkitsevää korrelaatiota ei myöskään havaittu kimalaisten tai kasvuston iän, niittokuukauden tai niittokorkeuden välillä. Niittokalustolla ei ollut merkitsevää vaikutusta kimalaisten esiintymiseen ($p=0,083$). Kaikilla nurmityypeillä kimalaisia tavattiin vähän, keskimäärin 1,7 yksilöä lohkoilla (taulukko 10).



Kuva 10. Ruutu- ja janakaavio indikaattorikasvilajien esiintymisestä nurmityypeittäin. Kimalaislajit on laskettu yhteen. Yksittäisillä luonnonhoitopelloilla (LHP), niitetyillä viherlannoitusnurmilla (NiitettyVL) sekä suojavyöhykkeillä havaittiin keskimääräiseen verrattuna poikkeavan paljon kimalaisia, mikä näkyy kuvassa poikkeavina arvoina.

Taulukko 10. Kimalaisten esiintyminen keskimäärin nurmityypeittäin. Eri kimalaisryhmät on laskettu yhteen.

Nurmityyppi	Kohteiden lukumäärä	Kimalaisia keskimäärin (kpl)	Keskiarvon keskivirhe
Suojavyöhyke	11	0,55	0,31
Luonnonhoitopeltonurmi	18	3,06	1,27
Viherlannoitus	6	0,67	0,33
NiitettyVL	6	0,67	0,49
Yhteensä	41	1,68	0,59

6 TULOSTEN TARKASTELU

6.1 Puoliluonnontilaisten nurmien monimuotoisuusarvot

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää puoliluonnontilaisten nurmien monimuotoisuusarvoja sekä niiden nykyisiä hoitotoimenpiteitä. Oletuksena oli, että matalan intensiteetin hoidon piirissä olevien nurmien, suojavyöhykkeiden sekä luonnonhoitopeltonurmien, lajirikkaus olisi suurempi kuin intensiivisemmin hoidetuilla viherlannoitusnurmilla. Tässä tutkimuksessa nurmityyppien välillä ei kuitenkaan havaittu merkitseviä eroja kasvilajitai kimalaislajirunsauden välillä. Aineiston pieni otantakoko on voinut vaikuttaa siihen, että nurmityyppien välillä ei havaittu eroja. Tulosten perusteella tutkittujen nurmityyppien nurmibiomassojen käytölle biokaasutukseen ei vaikuta olevan esteitä biodiversiteetin näkökulmasta. Hoitotoimenpiteenä niitto kerran kasvukaudessa voi edesauttaa nurmien kasvilajimonimuotoisuuden runsastumista ja nurmien lisääminen viljavaltaiseen viljelykiertoon tuo monimuotoisuutta maatalousmaiseman tasolla.

6.1.1 Nurmityyppien kasvilajirunsaus

Tutkimuksessa havaittiin koko aineistoa tarkastellessa keskimäärin alle neljä indikaattorikasvilajia nurmilohkolla. Birge ym. (2017) arvioivat, että samaa indikaattorikasvilajilistaa käytettäessä seitsemän lajia yhdellä lohkolla edustaisi monimuotoista lajirikasta kasvustoa. Tähän verrattuna tämän tutkimuksen nurmilohkot eivät olleet keskimäärin erityisen kasvilajirikkaita. Nurmityypeistä ainoastaan muutamalla luonnonhoitopeltonurmilohkolla havaittiin vähintään seitsemän indikaattorikasvilajia.

Lajirikkaudeltaan suojavyöhykkeet olivat keskenään melko tasalaatuisia ja suurin osa näistä lohkoista sijaitsivat vesistöjen välittömässä läheisyydessä. Myös viherlannoitusnurmet olivat lajirikkaudeltaan melko tasalaatuisia. Luonnonhoitopeltonurmilla sen sijaan oli suurin keskihajonta indikaattorikasvilajien esiintymisessä verrattuna muihin nurmityyppeihin. Luonnonhoitopeltonurmilohkojen välillä sekä kasvustojen laatu että kasvilajirikkaus vaihtelivat. Tutkimusten mukaan (van Buskirk ja Willi 2004) puoliluonnontilaisten nurmikasvustojen lajirikkaudessa voi olla suuria paikkakohtaisia eroja. Nurmi-

kasvustojen laatuun sekä lajirikkauteen vaikuttavat monet tekijät, kuten lohkoa ympäröivä maisemarakenne, maaperän ravinteikkaus, kasvuston perustamistapa, nurmen hoitotoimenpiteet sekä kasvuston ikä (van Buskirk ja Willi 2004, Tschardt ym. 2011).

Nurmityyppien välillä eroja kasvilajimonimuotoisuuteen ovat voineet aiheuttaa erilaiset hoitotoimenpiteet. Viherlannoitusnurmien käyttötarkoitus sekä hoito oli erilainen verrattuna suojavyöhykkeisiin sekä luonnonhoitopeltonurmiin. Suojavyöhykkeiksi sekä luonnonhoitopeltonurmiksi voidaan ilmoittaa myös vanhoja kasvustoja, mutta viherlannoitusnurmet perustetaan käyttäen siemenseosta, joka sisältää typensitojakasveja ja heinälajeja. Tämä selittää sen, että indikaattorikasvilajituloksissa havaittiin runsaasti punaisia apiloita. Lisäksi viherlannoitusnurmet olivat kasvustoiltaan usein heinävaltaisia. Heinien suuri biomassa puoliluonnontilaisilla lohkoilla voi vähentää kasvilajimonimuotoisuutta, sillä runsaskasvuiset heinät tukahduttavat alleen pienempiä niittylajeja (Niemeläinen ym. 2014). Kasvilajistoon vaikuttaa myös peltomaan ravinnepitoisuus, jota viherlannoitusnurmilla on voinut nostaa kylvetyt typensitojakasvit. Vähäravinteisessa ympäristössä kasvilajisto koostuu tyypillisesti monimuotoisesta niittylajistosta ja lannoitus puolestaan vähentää kasvilajimonimuotoisuutta (Pykälä 2001, Toivonen ym. 2013). Nurmikasvustojen lajirikkaus voi kärsiä sekä liian intensiivisestä hoidosta että kasvuston umpeen kasvamisesta (Wilson ym. 2012, Bonari ym. 2017). Tutkimuksen nurmityypeistä viherlannoitusnurmet olivat muihin nurmiin verrattuna intensiivisimmän hoidon piirissä.

Nurmikasvuston ikä vaikutti indikaattorikasvilajien esiintymiseen positiivisesti. Vanhimmissa nurmikasvustoissa tavattiin eniten indikaattorikasvilajeja. Vastaavasti myös Toivonen ym. (2013) havaitsivat, että monivuotisten kesantojen kasvilajimonimuotoisuus korreloi positiivisesti kasvuston iän välillä. Myös van Buskirk ja Willi (2004) havaitsivat, että iäkkäät nurmikasvustot ylläpitävän runsaampaa ja monimuotoisempaa lajistoa. Eri kasvi- ja eläinlajit hyötyvät kuitenkin eri ikäisistä puoliluonnontilaisista nurmikasvustoista ja siksi maisematasolla hyödyllisintä lajimonimuotoisuuden kannalta olisi mahdollisimman heterogeeninen maisemarakenne, jossa kasvustojen iät vaihtelisivat tarjoten resursseja mahdollisimman monelle taksonille (Benton ym. 2003, van Buskirk ja Willi 2004).

6.1.2 Nurmityyppien kimalaislajirunsaus

Nurmityyppien välillä ei havaittu merkitseviä eroja kimalaisten esiintymismäärissä. Havaitut kimalaisyksilömäärät nurmilohkoilla olivat pieniä, muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta. Yhteyttä indikaattorikasvilajien ja kimalaisten esiintymisen välillä ei havaittu. Aikaisempien tutkimusten mukaan kasvilajien runsaus vaikuttaa myönteisesti myös hyönteisten lajirunsauteen (Tscharntke ja Greiler, 1995). Oletettavasti luonnonhoitopeltonurmilla, joilla havaittiin eniten indikaattorikasvilajeja, olisi myös runsaampi hyönteislajimonimuotoisuus verrattuna nurmikasvustoihin, joilla indikaattorilajeja ei tavattu.

Kimalaisten aktiivisuuteen vaikuttavat sekä kukkarunsaus että sääolosuhteet (Pekkarinen ja Teräs 1977). Runsaiten kimalaisia tavattiin nurmilohkoilla, joilla kukki paljon punaisia apiloita. Punakukkaiset apilat ovat erityisesti pitkäkielisten kimalaisten ravintokasveja, mutta myös lyhytkieliset kimalaiset kykenevät varastamaan mettä puna-apiloista (Stefan-Dewenter ja Tscharntke 2001, Goulson ym. 2005, Marjaana Toivonen, Syke, suullinen tiedonanto kirjoittajalle 18.6.2018). Carvell ym. (2006) havaitsivat, että kylvetyt palkokasvit sekä monimuotoiset luonnonvaraiset kukkakasvit houkuttivat kimalaisia enemmän kuin heinävaltaiset kasvustot, joilla kimalaisten ravintokasveja oli niukemmin. Tämän perustella voidaan olettaa, että runsaasti apiloita sisältävät viherlannoitusnurmet tukisivat erilaisia kimalaispopulaatioita.

Havaintopäivien sääolosuhteet vastasivat pääsääntöisesti kimalaisten suosimia lento-olosuhteita (Pekkarinen ja Teräs 1977, Marjaana Toivonen, Syke, suullinen tiedonanto kirjoittajalle 18.6.2018). Lentoaktiivisuus on voinut kuitenkin vähentyä lämpimimpien päivien kuumimpina hetkinä, sillä kimalaispesän lämpötilan noustessa useampia työläisiä tarvitaan jäähdyttämään pesää (O'Donnell ja Foster 2001).

6.1.3 Maisematason vaikutus lajimonimuotoisuuteen

Monivuotisten nurmien määrä maatalousmaisemassa voidaan yhdistää matalampaan maankäytön intensiteettiin (Herzog ym. 2005). Haastattelujen perusteella useat tutkimukseen valikoidut lohkot oli tietoisesti jätetty pois intensiivisemmän viljelyn piiristä ja näin ollen vanhimpien nurmikasvustojen lajisto oli kehittynyt vuosien saatossa melko moni-

muotoiseksi, mitä runsaampi indikaattorilajien esiintyminen kuvasi. Maisematasolla nurmikasvustojen lisääminen viljavaltaiseen viljelykiertoon voisi vähentää intensiivisen viljelyn ympäristöhaittoja ja tukea kasvi-, lintu- sekä hyönteislajimonimuotoisuutta (van Buskirk ja Willi 2004, Toivonen ym. 2015).

Tutkimusalueilla luonnonhoitopeltonurmia oli usein sijoitettu metsänreunaan ja kauaksi tilakeskuksesta. Tutkimuksen tuloksissa oli viitteitä, että luonnonhoitopeltonurmiksi valitaan ensisijaisesti pieniä ja hankalasti viljeltäviä lohkoja, joita saattaa olla kannattamattomasti viljellä tehokkaammin. Vastaavia tuloksia havaitsivat Heliölä ja Herzon (2012) tutkimuksessaan. Tällaiset pienet lohkot kaukana tilakeskuksesta eivät välttämättä lisää merkittävästi maatalousympäristön lajimonimuotoisuutta. Toivosen ym. (2013) mukaan monivuotisten kesantojen kasvilajimonimuotoisuus korreloi positiivisesti lohkon koon välillä. Lintujen näkökulmasta alle 0,8 hehtaarin nurmilohkot voivat olla liian pieniä pesimäalueiksi (Herzon ym. 2011). Toisaalta pienetkin lohkot voivat tarjota ravintoa lintulajeille, jotka pesivät peltoalueiden rajamailla tai ulkopuolella (Herzon ym. 2011). Myös van Buskirk ja Willi (2004) havaitsivat, että pinta-alaltaan suuremmat kesannot ovat biodiversiteetin kannalta hyödyllisempiä verrattuna pieniin lohkoihin.

Maisemarakenteella on vaikutusta alueen lajimonimuotoisuuteen ja eliöryhmien välillä on eroja, miten nopeasti niiden populaatiot reagoivat elinympäristön muutoksiin (Kuussaari ym. 2014). Tutkimuksessa otanta-alue oli pääsääntöisesti viljavaltaista viljelyaluetta, mutta maisematasoeroja ei tutkittu. Kasvit reagoivat hitaammin muutoksiin, verrattuna lajeihin, joiden sukupolvikierto on nopeampi. Lisäksi kasvien sekä perhosten esiintyminen voi vaihdella runsaasti eri elinympäristölaikkujen välillä (Kuussaari ym. 2014).

6.1.4 Lajimonimuotoisuutta tukevat hoitotoimenpiteet

Suojavyöhykkeiden ja luonnonhoitopeltonurmien pääasiallinen hoitomenetelmä oli niitto kerran kasvukauden aikana. Luonnonhoitopeltonurmien joukossa oli myös muutama kohde, jotka niitettiin vain joka toinen vuosi. Viherlannoitusnurmia pyrittiin useimmiten niittämään kaksi kertaa kasvukauden aikana, joten näiden lohkojen hoitoa voidaan pitää intensiivisempänä kuin muiden nurmityyppien. Kerran kasvukaudessa tehtävän niiton on havaittu lisäävän kasvilajirikkautta, sillä niitto poistaa suurikokoisia valtalajeja ja näin

ollen pienemmät ja heikommin kilpailevat niittylajit saavat enemmän valoa sekä elintilaa ja hyötyvät elinympäristönsä muutoksesta (Pykälä 2001, Tälle ym. 2016, Bonari ym. 2017).

Kasvilajirikkauden kannalta niittoa voidaan pitää monimuotoisuutta lisäävänä hoitotoimenpiteenä, mutta niiton ajoituksella on merkitystä sekä kasvilajimonimuotoisuuden että eläinlajirikkauden kannalta (Tälle ym. 2016). Haastatteluiden perusteella kävi ilmi, että vanhimpia ja samalla kasvilajirikkaimpia nurmia niitettiin tyypillisesti vasta heinä-elokuussa. Kesäkuussa niitetyiltä lohkoilta havaittiin tilastollisesti merkitsevästi vähemmän indikaattorikasvilajeja kuin heinäkuussa niitetyiltä lohkoilta. Myöhäisempi niittoaika voi lisätä kasvilajimonimuotoisuutta, sillä useimmat kasvit ovat ehtivät tuottaa siemeniä. Eri niittokorkeuksilla ei havaittu olevan vaikutusta kasvilajimonimuotoisuuteen.

Indikaattorikasvilajien esiintyvyyden ja erilaisten nurmibiomassojen käyttötarkoitusten välillä ei ilmennyt eroja nurmityyppien välillä, vaikka aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu, että niitetyn biomassan korjuulla on vaikutusta kasvilajimonimuotoisuuteen, sillä pitkään jatkuva kasvibiomassan poistaminen vähentää maaperän ravinteikkuutta (Pykälä 2001). Heliölä ja Herzon (2010) havaitsivat, että pellon viljavuuden laskiessa kasvilajirikkaus lisääntyi nurmi- ja niittypelloilla. Ilmiötä selittää se, että monet niittylajit kasvavat niukkaravinteisilla kasvupaikoilla ja kärsivät lannoituksesta (Pykälä 2001). Niitosten lohkolle jättäminen ylläpitää ravinteidenkiertoa ja tukee runsaskasvuisten lajien biomassantuotantoa, mikä rajoittaa monimuotoisemman kasvilajiston kehittymistä (Boatman ym. 2011). Tämän valossa nurmibiomassojen korjuun ei pitäisi merkittävästi heikentää kasvilajimonimuotoisuutta.

Nurmityyppien hoitotoimenpiteiden vaikutusta kimalaisten runsauteen ei tulosten valossa voitu arvioida, sillä nurmityyppien tai hoitotoimenpiteiden ja kimalaisten runsauden välillä ei havaittu merkitseviä eroja. Tulosten perusteella niittoaajankohdan sekä niittokorkeuden vaikutukset kimalaisten runsauteen jäi epäselviksi. Noordijk ym. (2009) mukaan kimalaisten ravinnonsaanti voi kuitenkin heikentyä, jos niitto ajoittuu niiden ravintokasvien kukinta-aikaan.

Haastatteluiden perusteella eri nurmityyppejä niitettiin eri aikaan kasvukaudesta. Nurmien eriaikainen niitto tarjoaa häiriöttömiä elinympäristöjä eri lajeille, mikä tukee lajimo-

nimuotoisuutta ja luo heterogeenistä maisemamosaiikkia (Bonari ym. 2017). Tilakohtaisesti saman nurmityypin lohkoja niitettiin kuitenkin melko yhdenmukaisella aikataululla, mikä aiheuttaa yhtäaikaista häiriötä eliöpopulaatioille (Bucher ym. 2016). Tilatasolla puoliluonnontilaisten nurmien niitto olisi hyvä toteuttaa ajallisesti hajautetusti. Osan lohkoista voisi jättää kokonaan niittämättä tai niittää vain osittain, jolloin niittämättömät alueet tarjoaisivat suojaa ja ravintoa paikallisille populaatioille (Noordijk ym. 2009, Bucher ym. 2016, Bonari ym. 2017).

Arvioitaessa niiton vaikutuksia koko maatalousympäristön lajimonimuotoisuuteen tulee ottaa huomioon kasvien ja kimalaisten ohella myös muut alueen eliölajit. Eri eliöryhmien populaatiot reagoivat niittoon vaihtelevasti (Bonari ym. 2017). Kasvilajimonimuotoisuutta hyödyttävä niitto voi olla haitallinen toimenpide niveljalkaisille, jotka menettävät yllättäen suojaisan elinympäristönsä, ravintonsa sekä munitut munansa (Nickel ja Achtziger 2005, Bucher ym. 2016). Lisäksi niitto voi lisätä niveljalkaisten kuolleisuutta sekä poistaa yksilöitä lohkolta niitosten korjuun yhteydessä (Bucher ym. 2016). Niittoajankohdalla sekä niittokorkeudella on merkitystä myös alueella pesivien lintujen lisääntymiseen (Kershner ja Bollinger 1996). Pahimmillaan lisääntymiskaudelle ajoittuva niitto aiheuttaa ekologisen ansan, kun nurmikasvusto on ensin houkutellut lintuja pesimään alueelle, mutta pesintä epäonnistuu kasvuston niiton vuoksi (Battin 2004). Tiaisen ym. (2007) mukaan niittoja ei pitäisi tehdä lintujen pesimäkaudella lainkaan, jotta niitolla ei häiritäisi lintujen poikastuottoa. Lintujen, hyönteisten sekä kasvien lisääntymisen kannalta nurmia suositellaan niitettäväksi vasta elokuussa (Tiainen ym. 2007).

6.2 Tulosten luotettavuuden arviointi

Tutkimuksen luotettavuutta heikentää käytetyn aineiston pieni koko. Erityisesti viherlannoitusnurmien otanta oli alun alkaen pieni ja kutistui entisestään, kun lohkot jaettiin niittämättömiin sekä niitettyihin lohkoihin, mikä vähensi tilastollista voimaa. Viherlannoitusnurmien otantakokoon vaikutti muun muassa se, että kartta-aineisto, jonka perusteella lohkoja valittiin, oli vuodelta 2017. Tämä johti siihen, että osa tutkimukseen valituista kasvustoista oli ehditty lopettaa keväällä 2018, kun niiden tukiehtojen mukainen enimmäisikä oli ehtinyt tulla täyteen. Kasvustojen lopettamiset tulivat ilmi haastatteluiden yhteydessä, eikä viljelijöillä aina ollut tarjota korvaavia viherlannoituslohkoja tutkimuksen tarpeisiin.

Haastattelutuloksia jouduttiin kategorisoimaan ja supistamaan ristiintaulukointia varten, jotta pientä aineistoa voitiin tilastollisesti analysoida. Silti alle viiden suuruisia odotettuja frekvenssejä jäi yli 20 prosenttia kaikkiin taulukoihin, mikä heikensi tilastollisten menetelmien luotettavuutta.

Tutkimuksen aineisto kerättiin yhden kasvukauden aikana ja aineiston keruuseen vaikutti vuoden 2018 tavanomaista kuivempi ja lämpimämpi sää. Tutkimusta suunnitellessa oletuksena oli, että kasvustojen niitot olisivat enimmäkseen ajoittuneet vasta juhannuksen jälkeen. Osa viljelijöistä olivat kuitenkin ehtineet niittää kasvustoja jo ennen maastokartoituksien ajankohtia. Tämä ennakoimaton muuttuja vähensi etenkin viherlannoitusnurmien ja suojavyöhykkeisen otantaa. Niitetyt lohkot rajautuivat aineistoista pääasiallisesti pois. Aineistossa voi taten olla yliedustettuina normaalioloissakin myöhemmin niitettävät nurmilohkot. Niittoaajankohta voi vaikuttaa nurmikasvuston kasvilajirikkauteen (Hansson ja Fogelfors 2000).

Kuiva alkukesä aiheutti myös sen, että samana keväänä perustetut viherlannoitusnurmet olivat vasta orastuneet maastokartoitusten aikaan, joten niiden kasvusto oli erittäin niukkaa ja heikosti kehittyntä. Ympäristöolot voivat vaikuttaa kasvilajien esiintymiseen siten, että tyypillisesti runsaana esiintyviä lajeja havaitaan eniten myös sääolosuhteiltaan huonoina vuosina, kun taas harvalukuiset lajit voivat jäädä kokonaan havaitsematta huonoina vuosina (Jauni ym. 2012). On mahdollista, että sääolosuhteiltaan kuiva alkukesä on voinut vaikuttaa tutkimuksessa havainnoitujen kasvilajien esiintymiseen.

Kasvien havainnointi tutkimuslinjalta soveltuu ekologisen tutkimuksen menetelmäksi (Toivonen ym. 2013), mutta havainnoitavat kasvit voivat esiintyä laikuittain eivätkä välttämättä ole levinneet tasaisesti koko peltolohkon alueelle (Boatman ym. 2011). Näin ollen indikaattorikasvilajeja on voinut jäädä havaitsematta, jos ne eivät ole kasvaneet tutkimuslinjan kohdalla.

6.3 Jatkotutkimuksen tarve

Tässä tutkimuksessa kartoitettiin nurmityyppien nykyistä lajimonimuotoisuutta tilanteessa, jossa nurmisadolle ei ollut usein suurta käyttötarvetta. Nurmenkorjuu biokaasun-

tuotantoon on toistaiseksi Suomessa vähäistä, mutta kiinnostus biokaasuntuotantoa kohtaan on lisääntynyt. Nurmien käyttötarkoituksen muutosta olisi hyvä tutkia edelleen, sitä mukaa, kun bionurmentuotantoalat lisääntyvät. Lajimonimuotoisuuden kehittymistä tulisi seurata alueilla, joissa siirrytään bionurmentuotantoon, jotta saataisiin tarkempaa tietoa nurmenkorjuun vaikutuksia alueen biodiversiteettiin. Eliökantojen muutokset ilmenevät usein viiveellä suhteessa ympäristönmuutokseen ja siksi pitkäaikaista seurantatutkimusta lajistonkehityksestä tarvitaan.

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää puoliluonnontilaisten nurmikasvustojen monimuotoisuusarvoja sekä nurmien nykyhoitokäytäntöjä. Lisäksi tavoitteena oli selvittää, millaisia vaikutuksia nurmibiomassojen korjuulla biokaasutukseen voi olla viljely-ympäristön lajimonimuotoisuuden kannalta.

Puoliluonnontilaiset nurmet voivat olla monimuotoisia ja kasvilajirikkaita kasvustoja, jotka tukevat maatalousympäristön biodiversiteettiä. Nurmien lisääminen viljavaltaiseen viljelykiertoon tarjoaa lisääntymispaikkoja ja elinympäristöjä useille maatalousympäristön lajeille. Erilaisten nurmityyppien välillä voi kuitenkin olla merkittäviä eroja kasvi- ja eläinlajimonimuotoisuudessa. Eroja saattaa syntyä nurmien erilaisista hoitotoimenpiteistä sekä peltomaan että lohkon ominaisuuksista.

Tutkimuksen tulosten valossa puoliluonnontilaisten nurmikasvustojen nurmisatoa voidaan käyttää biokaasuntuotantoon. Nurmen korjuu kerran kasvukaudessa tukee kasvilajimonimuotoisuutta, kasvien ohella niiton ajoituksessa tulisi ottaa huomioon myös erilaiset eläinryhmät, joiden populaatiot voivat reagoida eri tavoin niittoon. Nurmenkorjuun suunnittelussa ja toteutuksessa tulisi huomioida luonnonvaraisten eläinten lisääntymis- ja pesimäkaudet, minkä lisäksi kaikkea nurmentuotantoalaa ei olisi hyvä niittää kerralla, jotta myös häiriöttömiä elinympäristöjä olisi tarjolla muun muassa selkärangattomille lajeille. Maatalousympäristön monimuotoisuutta voidaan tukea luomalla heterogeeninen ja monimuotoinen maisemarakenne, jossa vaihtelevat erilaiset elinympäristöt.

Indikaattorikasvilajien havainnointi soveltuu puoliluonnontilaisten nurmikasvustojen kasvilajimonimuotoisuuden kartoitukseen ja lohkolle, jolla tavataan runsaasti indikaattorilajeja, voidaan suositella myöhäistä niittoa kasvien siementen tuotannon jälkeen. Pelkästään kasvilajien perusteella voi kuitenkin olla vaikeaa arvioida alueen eläinlajimonimuotoisuutta. Saadakseen kokonaiskäsityksen maatalousympäristön lajimonimuotoisuudesta tulisi tarkastella niin kasvi-, hyönteis- ja lintupopulaatioita. Puoliluonnontilaisten nurmien muuttuessa bionurmentuotantoaloiksi tulisi seurata lajimonimuotoisuudessa tapahtuvia pitkäaikaisia muutoksia.

Agroekologisen symbioosin mallin mukainen maataloustuotanto voi tuottaa merkittäviä ympäristöhyötyjä vähentäen maatalouden kasvihuonekaasupäästöjä sekä tehostaen ravinteidenkiertoa. Puoliluonnontilaisten nurmien viljelyn lisääminen yksitoikkoiseen maatalousmaisemaan voi parantaa maan kasvukuntoa, tukea maatalousympäristön lajimonimuotoisuutta sekä parantaa ekosysteemipalveluja.

8 KIITOKSET

Työni ohjaajina toimivat professori Juha Helenius, filosofian tohtori, dosentti Irina Herzon ja maatalous- ja metsätieteiden maisteri, tohtorikoulutettava, tutkija Kari Koppelmäki Helsingin yliopiston maataloustieteiden laitokselta sekä Maatalous- ja metsätieteiden tohtori, tutkija Marjaana Toivonen Suomen ympäristökeskuksesta. Lämmin kiitos kaikille panoksestanne työni ohjauksessa sekä tutkimukseni suunnittelu- ja toteutusavusta.

Kiitos Agroekologisten symbioosien verkostot: ravinne ja energiaomavarainen alueellinen ruokajärjestelmä -hankkeen toimijoille, Helsingin yliopiston maataloustieteiden laitokselle, Ruralia-instituutille, Luonnonvarakeskukselle sekä yhteistyökumppaneille mahdollisuudesta työskennellä harjoittelijana ja toteuttaa maisterintutkielmani osana hanketta. Kiitos Ympäristöministeriölle AES-verkostot -hankkeen rahoituksesta.

Erityiskiitokset tutkimukseen osallistuneille viljelijöille, jotka käyttivät arvokasta aikaansa vastaamalla haastattelukysymyksiini sekä antoivat luvan tehdä kasvilaji- ja kimalaiskartoituksia peltolohkoillaan.

LÄHTEET

- Askegaard, M., Olesen, J. E., & Kristensen, K. 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management* 21: 181-188.
- Battin, J. 2004. When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. *Conservation Biology* 18: 1482-1491.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TRENDS in Ecology and Evolution* 18: 182-188.
- Birge, T., Toivonen, M., Kaljonen, M. & Herzon, I. 2017. Probing the grounds: Developing a payment-by-results agri-environment scheme in Finland. *Land Use Policy* 61: 302-315.
- Boatman, N. D., Jones, N. E., Conyers, S. T. & Pietravalle, S. 2011. Development of plant communities on set-aside in England. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 8– 19.
- Bommarco, R., Lundin, O., Smitj, H. G. & Rundlöf, M. 2011. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceeding of the Royal Society B* 279: 309-315.
- Bonari, G., Fajmon, K., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., Kočárek, O., Uříčář, J. & Chytrý, M. 2017. Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 246: 243-252.
- Bucher, R., Andres, C., Wedel, M. F., Entling, M. H. & Nickeld, H. 2016. Biodiversity in low-intensity pastures, straw meadows, and fallows of a fen area—A multitrophic comparison. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 219: 190-196.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B. Larigauderie, A., Srivastava, D. S. & Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.

- Carvell, C., Roy, D. B., Smart, S. M., Pywell, R. F., Preston, C. D. & Goulson, D. 2006. Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological Conservation* 132: 481-489.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M. & Palmer, T. M. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1: 1400253.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B* 268: 25-29.
- Ekroos, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Heliölä, J. Seimola, T. & Helenius, J. 2013. Correlations in species richness between taxa depend on habitat, scale and landscape context. *Ecological Indicators* 34: 528-535.
- FAO. 2017. Sustainable Agriculture for Biodiversity – Biodiversity for Sustainable Agriculture. Rome. Saatavilla: <http://www.fao.org/3/a-i6602e.pdf>. Tulostettu: 22.02.2019.
- Field, A. 2009. *Discovering statistics using SPSS*. 3. painos. Lontoo, UK: SAGE publications Ltd. 822 s.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570-574.
- Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10: 133-142.
- Frøseth, R. B., Bakken, A. K., Bleken M. A., Riley, H., Pommeresche R., Thorup-Kristensen, K. & Hansen, S. 2014. Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy* 52: 90-102.

- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S. M., & Toulmin, C. 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327: 812-818.
- Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S. & Knight, M. E. 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation* 122: 1-8.
- Graedel, T.E. 1996, On the Concept of Industrial Ecology, *Annual Review of Energy & the Environment* 21: 69-98.
- Gregory, R. D. & van Strien, A. 2010. Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health. *Ornithological Science* 9: 3-22.
- Hallmann, C. A, Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & de Kroon, H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One* 12
- Hansson, L. & Angelstam, P. 1991. Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. *Landscape Ecology* 5: 191-201.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 31-38.
- Helenius, J., Koppelmäki, K. & Virkkunen, E. (toim.) 2017. Agroekologinen symbioosi ravinne- ja energiaomavaraissa ruoantuotannossa. Ympäristöministeriön raportteja 18/2017.
- Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.) 2012. Maatilan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. Suomen ympäristö 26/2012. Saatavilla: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38770>. Tulostettu: 17.02.2019.
- Herzog, F., Steiner B., Bailey D., Baudry J., Billeter R., Bukáček R., De Blust G., De Cocke, R., Dirksen J., Dormann, C. F., De Filippi R., Frossard E., Liira J., Schmidt

- T., Stöckli R., Thenail C., van Wingerden W. & Bugter R. 2005. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy* 24: 165-181.
- Herzon, I., Ekroos, J., Rintala, J., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2011. Importance of set-aside for breeding birds of open farmland in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 3– 7.
- Holland, J. M., Hutchison, M. A. S., Smith, B. & Aebischer, N. J. 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology* 148: 49-71.
- Härjämäki, K. 2014. Maatiluonnon monimuotoisuus – pientareilta pelloille, kedoilta kosteikkoihin. TEHO Plus -hankkeen julkaisu 2/2014. 60 s.
- Ilmatieteen laitos. 2019. Kuukausitilastot. Saatavilla: <https://ilmatieteenlaitos.fi/toukokuu>. Viitattu: 25.02.2019.
- IPES-Food. 2016. From uniformity to diversity: a paradigm shift from industrial agriculture to diversified agroecological systems. IPES International Panel of Experts on Sustainable Food Systems. Saatavilla: www.ipes-food.org. Tulostettu: 19.11.2018.
- Jauni, M., Helenius, J. & Hyvönen, T. 2012. Changes in the invasion level, and impact of alien plants in Finnish semi-natural agricultural habitats. *Agricultural and food science* 21: 100-117.
- Järki. 2019. Suojavyöhyke. Saatavilla: <https://www.jarqi.fi/fi/suojavyohyke>. Viitattu: 17.02.2019.
- Kershner, E. L. & Bollinger, E. K. 1996. Reproductive success of grassland birds at east-central Illinois airports. *American Midland Naturalist* 136: 358–366.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947-969.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P.,

- Steffan-Dewenter, I., Tschamntke, T., Verhulst, J., West, T. M. & Yela, J. L. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9: 243-254.
- Koppelmäki, K., Parviainen, T., Virkkunen, E., Winqvist, E., Schulte, P. O. R. & Helenius, J. 2019. Ecological intensification by integrating biogas production into nutrient cycling: Modeling the case of Agroecological Symbiosis. *Agricultural Systems* 170: 39-48.
- Kremen, C. & Miles, A. 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society* 17: 40.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A-M., Regetz, J. & Ricketts, T. H. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10: 299–314.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Herzon, I., Tiainen, J. & Ekroos, J. 2014. Luonnon monimuotoisuus maatalousalueilla. Teoksessa: Aakkula, J. & Leppänen, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö 3/2014 s. 85-96.
- Känkänen, H. 2014. Viherlannoitusopas. ProAgria Keskusten Liitto. Saatavilla: https://proagria.fi/sites/default/files/attachment/viherlannoitusopas_2104_kevytsuojattu_1.pdf. Tulostettu: 17.02.2019.
- Landis, D. A., Wratten, S. D. & Gurr, G. M. 2000. Habitat Management to Conserve Natural Enemies of Arthropod Pests in Agriculture. *Annual Review of Entomology* 45: 175-201.
- Lister, B. C. & Garcia, A. 2018. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *PNAS* 115: 10397-10406.

- Luke tilastot. 2019. Luonnonvarakeskus tilastopalvelu. Saatavilla: <https://www.luke.fi/avoin-tieto/tilastopalvelu/>. Viitattu: 17.02.2019.
- Löbel, S., Dengler, J. & Hobohm, C. 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: the effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica* 41: 377-393.
- Maaseutuverkosto. 2015. Pellon käytön vaihtoehtoja. Maaseutuverkoston esite. Saatavilla: https://www.maajakotitalousnaiset.fi/sites/default/files/attachment/pellon_kayton_vaihtoehtoja_su_nettil.pdf. Tulostettu: 17.02.2019.
- Martin, E. A., Reineking, B., Seo, B. & Steffan-Dewenter, I. 2013. Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *PNAS* 110: 5534-5539.
- Mavi. 2014. Maaseutuviraston julkaisuja: Hakuoppaita ja ohjeita. Saatavilla: <https://www.ruokavirasto.fi/globalassets/tietoa-meista/asiointi/oppaat-ja-lomakkeet/viljelijat/tuet-ja-rahoitus/oppaat-ja-esitteet/hakuopas-2014.pdf>. Tulostettu: 17.02.2019.
- Michael, R. S. 2001. Crosstabulation & chi square. Indiana University, Bloomington, IN. Saatavilla: http://www.indiana.edu/~educy520/sec5982/week_12/chi_sq_summary011020.pdf. Tulostettu: 19.3.2019.
- Moser, D., Zechmeister, H. G., Plutzer, C., Sauberer, N., Wrabka T. & Grabherr, G. 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 657-669.
- Motiva. 2013. Biokaasun tuotanto maatilalla. Saatavilla: https://www.motiva.fi/files/6958/Biokaasun_tuotanto_maatilalla.pdf. Tulostettu: 20.11.2018.
- Nickel, H. & Achatziger, R. 2005. Do they ever come back? Responses of leafhopper communities to extensification of land use. *Journal of Insect Conservation* 9: 319–333.
- Niemeläinen, O., Hyvönen, T., Jauhainen, L., Lötjönen, T., Virkkunen, E. & Uusi-Kämppä, J. 2014. Hoidettu viljemätön pelto biokaasuksi: biomassan sopivuus syötteeksi ja korjuun vaikutukset tukiohjelmien muiden tavoitteiden saavuttamiseen. MTT loppuraportti. s. 31.

- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A. P., & Sýkora, K. V. 2009. Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation* 142: 2097-2103.
- O'Donnell, S. & Foster, R. L. 2001. Thresholds of Response in Nest Thermoregulation by Worker Bumble Bees, *Bombus bifarius nearcticus* (Hymenoptera: Apidae). *Ethology* 107: 387-399.
- Ollerton, J., Winfree, R. & Tarrant, S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120: 321–326.
- Pekkarinen, A. & Teräs, I. 1977. Suomen kimalaisista ja loiskimalaisista. *Luonnon Tutkija* 81: 1-24.
- Pfeiffer, D. A. 2006. *Eating Fossil Fuels: Oil, Food and the Coming Crisis in Agriculture*. New Society Publishers. Gabriola Island, Kanada. s. 125.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M. & Sexton, J. O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344: 1246752-1246760.
- Plackett, R. L. 1983. Karl Pearson and the Chi-squared Test. *International Statistical Review* 51: 59-72.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W. E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 345-353.
- Power, A. G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2959-2971.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristökeskus* 495. 205 s.
- Rajala, J. (toim.) 2006. *Luonnonmukainen maatalous*. Helsingin yliopiston Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus, julkaisu no 80. ISSN 0786-8367. s. 107.

- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010. Suomen lajien uhanalaisuus - Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 685 s.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R. & Michener, C. D. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. PNAS 101: 12579-12582.
- Royston, P. 1992. Approximating the Shapiro-Wilk W-test for non-normality. Statistics and Computing 2: 117-119.
- Safa, M. & Samarasinghe, S. 2011. Determination and modelling of energy consumption in wheat production using neural networks: "A case study in Canterbury province, New Zealand". Energy 36: 5140-5147.
- Sánchez-Bayoa, F. & Wyckhuys, K. A. G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation 232: 8-27.
- Sedgwick, P. 2012. Pearson's correlation coefficient. BMJ 345: 4483.
- Seppälä, A., Kässi, P., Lehtonen, H., Aro-Heinilä, E., Niemeläinen, O., Lehtonen, E., Höhn, J., Salo, T., Keskitalo, M., Nysand, M., Winqvist, E., Luostarinen, S. & Paavola, T. 2014. Nurmesta biokaasua liikennepolttoaineeksi. Bionurmi-hankkeen loppuraportti. MTT Raportti 151. s. 97.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschamntke, T. 2001. Succession of bee communities on fallows. Ecography 24: 83-93.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G. R. & Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. Journal of Environmental Management 63: 337-365.
- Swinton, S. M., Lupi, F., Robertson, P. & Hamilton, S. K. 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. Ecological Economics 64: 245-252.
- Syke. 2013. Maatalousympäristön päiväperhoslaskennan laskentaohjeet. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja>

&uact=8&ved=2ahUKEwiktb78g7bgAh-
 VOJZoKHcolA5QQFjAAegQICRAC&url=https%3A%2F%2Fwww.ympa-
 risto.fi%2Fdownload%2Fnoname%2F%257B9ABFCEB7-9B00-4395-BAD2-
 BC5A6109EEDB%257D%2F56450&usg=AOvVaw0VPs4rAtMIsx-oZ4UF8lL5.
 Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Tulostettu: 12.02.2019.

Theodorsson-Norheim, E. 1986. Kruskal-Wallis test: BASIC computer program to perform nonparametric one-way analysis of variance and multiple comparisons on ranks of several independent samples. *Computer Methods and Programs in Biomedicine* 23: 57-62.

Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R. T. & Lawton, J. H. 2004. Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science* 303: 1879-1881.

Tiainen, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2007. Kesantojen merkitys pesimälinnustolle. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. ja Segersted, M. (toim.) 2007. Peltoluonnon ja 63 viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. s. 70–80.

Tiainen, J., Seimola, T. & Rintala, J. 2014. Luonnon monimuotoisuus maatalousalueilla. Teoksessa: Aakkula, J. & Leppänen, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö 3/2014 s. 106-132.

Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. & Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.

Toivonen, M., Herzon, I. & Helenius, J. 2013. Environmental fallows as a new policy tool to safeguard farmland biodiversity in Finland. *Biological Conservation* 159: 355–366.

Toivonen, M., Herzon, I. & Kuussaari, M. 2015. Differing effects of fallow type and landscape structure on the occurrence of plants, pollinators and birds on environmental fallows in Finland. *Biological Conservation* 181: 36–43.

- Toivonen, M., Huusela-Veistola, E. & Herzon, I. 2018. Perennial fallow strips support biological pest control in spring cereal in Northern Europe. *Biological Control* 121: 109-118.
- Tscharntke, T., Batárya, P. & Dormann, C. F. 2011. Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 37– 44.
- Tscharntke, T. & Greiler, H-J. 1995. Insect communities, grasses, and grasslands. *Annual Review of Entomology* 40: 535-58.
- Tscharntke, T. Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Tuomisto, H. L. & Helenius, J. 2008. Comparison of energy and greenhouse gas balances of biogas with other transport biofuel options based on domestic agricultural biomass in Finland. *Agricultural and Food Science* 17: 240-251.
- Tälle, M., Deákb, B., Poschlode, P., Valkód, O., Westerberga, L. & Milberg, P. 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 222: 200–212.
- van Buskirk, J. & Willi, Y., 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology* 18: 987–994.
- Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M. & Seimola, T. 2010. Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna. *Annales Zoologici Fennici* 47: 287-305.
- Wilson, J. B., K. Peet, R. K., Dengler, J. & Pärtel, M. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23: 796-802.
- Yang, L. H. & Gratton, C. 2014. Insects as drivers of ecosystem processes. *Current Opinion in Insect Science* 2: 26-32.
- YK. 2018. Taking action for biodiversity. Saatavilla: <https://www.cbd.int/2011-2020/about/undb> viitattu: 19.11.2018.

- Ylivainio K., Sarvi, M., Lemola, R., Uusitalo, R., & Turtola, E. 2014. Regional P stocks in soil & in animal manure as compared to P requirement of plants in Finland. MTT Report 124. Saatavilla: <http://www.mtt.fi/mttraportti/pdf/mttraportti124.pdf> Tulostettu: 22.03.2019. s. 35.
- Ympäristöhallinto. 2014. Suojavyöhykesopimusten pinta-alat ja lukumäärä vaihtelee ohjelmakausien mukaan – Etelä-Savo. Saatavilla: [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Ympariston_tilan_indikaattorit/Makea_vesi_ja_meri/Suojavyohykesopimusten_pintaalat_ja_luku\(30049\)](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Ympariston_tilan_indikaattorit/Makea_vesi_ja_meri/Suojavyohykesopimusten_pintaalat_ja_luku(30049)). Viitattu: 17.02.2019.
- Öckinger, E. & Smith H, G. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 50-59.

LIITTEET

Liite 1. Haastattelulomake

Haastattelulomake

Lohkonumero:

Nurmityyppi:

Maankäytönmuodon ikä sekä nykyisen kasvuston ikä?

Perustelut, miksi lohko on valittu juuri tähän käyttöön?

Lohkon niittoajankohdat?

Millainen on käytettävä niittokalusto ja kuinka korkea niittokorkeus on?

Miten niitokset käytetään?

Lisätietoja

Liite 2. Indikaattorikasvilajilista

Tieteellinen nimi	Lyhenne	Suomenkielinen nimi
<i>Achillea ptarmica</i>	Achpta	ojakärsämö
<i>Ajuga pyramidalis</i>	Ajupyr	kartioakankaali
<i>Alchemilla spp-</i>	Alcspp	poimulehdet
<i>Campanula glomerata</i>	Camglo	peurankello
<i>Campanula patula /persicifolia</i>	Camp/p	harakankello / kurjenkello
<i>Centaurea jacea /phrygia</i>	Ceni/m	ahdekaunokki / nurmikaunokki punäkämmeikkä / maari- ankämmeikkä
<i>Dactylorhiza incarnate /maculata</i>	Daci/m	ketoneilikka
<i>Dianthus deltoides</i>	Diadel	ahomansikka
<i>Fragaria vesca</i>	Fraves	ahomatara
<i>Galium boreale</i>	Galbor	keltamatara
<i>Galium verum</i>	Galver	särmäkuisma / mäkikuisma
<i>Hypericum maculatum /perforatum</i>	Hypm/p	ruusuruoho / purtojuuri
<i>Knautia arvensis /Succisa pratensis</i>	Knaa/s	niittynätkelmä
<i>Lathyrus pratensis</i>	Latpra	päivänkakkara
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Leuvul	niittykäenkukka
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Lycflo	alvet
<i>Lysimachia spp-</i>	Lysspp	keltanot
<i>Pilosella/Hieracium group</i>	Pil/hie	isolaukku / pikkulaukku
<i>Rhinanthus serotinus /minor</i>	Rhis/m	mesimarja
<i>Rubus arcticus</i>	Rubarc	piennarpukinparta
<i>Tragopogon pratensis</i>	Trapra	kelta-apila / musta-apila
<i>Trifolium aureum /spadiceum</i>	Tria/s	lehtovirmajuuri / rohtovirmajuuri
<i>Valeriana sambucifolia /officinalis</i>	Vals/o	virnat
<i>Vicia spp-</i>	Vicspp	apila (punakukkaiset lajit)
<i>Trifolium</i>	Trired	